

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Rosemary de Jesus de Oliveira

Variação da composição florística e da diversidade alfa das florestas atlânticas no estado de São Paulo

Este exemplar corresponde à redação final
da tese defendida pelo(a) candidato (a)
Rosemary de Jesus Oliveira
e aprovada pela Comissão Julgadora.

Tese apresentada ao Instituto de
Biologia da Universidade Estadual de
Campinas para obtenção do título de
Doutor em Biologia Vegetal

Fernando R. Martins
30/10/2006

Orientador: Prof. Dr. Fernando Roberto Martins

Campinas, 2006

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP**

Ol43v

Oliveira, Rosemary de Jesus

Variação da composição florística e da diversidade alfa das florestas atlânticas no estado de São Paulo / Rosemary de Jesus Oliveira. -- Campinas, SP: [s.n.], 2006.

Orientador: Fernando Roberto Martins.
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Gradiente. 2. Florísticos. 3. Diversidade alfa. 4. Espécies florestais. 5. Floresta – São Paulo (Estado). I. Martins, Fernando Roberto. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

(scs/ib)

Título em inglês: Floristic composition and alfa-diversity variations in atlantic forests in the state of São Paulo.

Palavras-chave em inglês: Gradient; Floristics; Alfa diversity; Forest species; Forest - São Paulo (Brazil).

Área de concentração: Biologia Vegetal.

Titulação: Doutora em Biologia Vegetal.

Banca examinadora: Fernando Roberto Martins, Ricardo Ribeiro Rodrigues, Waldir Mantovani, George John Shepherd, Inês Cordeiro.


Data da defesa: 30/10/2006.

Programa de Pós-Graduação: Biologia Vegetal.

Campinas, 30 de outubro de 2006

BANCA EXAMINADORA

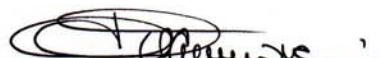
Prof. Dr. Fernando Roberto Martins (Orientador)


Assinatura

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues


Assinatura

Prof. Dr. Waldir Mantovani


Assinatura

Prof. Dr. George John Shepherd


Assinatura

Prof^a. Dr^a. Inês Cordeiro


Assinatura

Prof^a. Dr^a. Kikyo Yamamoto

Assinatura

Prof^a. Dr^a. Luiza Sumiko Kinoshita

Assinatura

Prof^a. Dr^a. Maria Margarida da Rocha
Fiúza de Melo

Assinatura

AGRADECIMENTOS

- Ao Professor Fernando Roberto Martins, por sua orientação;
- Às Pesquisadoras Maria Margarida da Rocha Fiuza de Melo e Inês Cordeiro, do Instituto de Botânica de São Paulo, por suas sugestões na fase inicial da tese;
- Aos professores que participaram da pré-banca: Ricardo Ribeiro Rodrigues, Waldir Mantovani;
- Ao Professor George John Shepherd, colaborador do primeiro capítulo;
- Aos especialistas que auxiliaram na correção dos nomes das espécies: Ana Maria G. A. Tozzi (Leguminosae - Faboideae e Caesalpinioideae), Angela B. Martins (Melastomataceae), Elizete A. Anunciação (Rubiaceae), Inês Cordeiro (Euphorbiaceae), Jefferson Prado (Cyatheaceae), João Semir (Asteraceae), João Stehman (Solanaceae), Jorge Y. Tamashiro (Leguminosae - Mimosoideae), José R. Pirani (Anacardiaceae, Rutaceae e Simaroubaceae), Kikyo Yamamoto (Vochysiaceae e Ochnaceae), Lucia Rossi (Elaeocarpaceae, Humiricaceae e Thymelaeaceae), Marcos Sobral (Myrtaceae), Maria Candida Mamede (Malpighiaceae), Maria de Fátima Freitas (Myrsinaceae), Pedro Luís R. de Moraes (Lauraceae), Rosangela S. Bianchini (Rosaceae), Sergio Romaniuk Neto (Moraceae e Cecropiaceae), Volker Bittrich (Clusiaceae), Washington M. Ferreira Neto (Apocynaceae - Aspidosperma);
- A Veridiana V. Scudeller, por ter cedido parte dos dados analisados;
- Ao professor Orivaldo Brunini e ao Gabriel, do Instituto Agronômico de Campinas, por terem cedido parte dos dados climáticos;
- Às queridas amigas Anelisa, Josimara, Edileide, Alessandra, Carina, Ana Paula e amigos, Eduardo Catharino, Flávio Soares, Roque e Geraldo;
- Aos queridos companheiros de laboratório: Flaviana, Daniela, Julia, Carol, Vanessa, Rose Muniz, Bruno, Rafael, Arquimedes, Flávio Nunes;
- A Analú, funcionária do laboratório de ecologia;
- A Maria Roseli, Silvia Helena e Rejane, secretárias do curso de Biologia Vegetal da Unicamp;
- A UNICAMP e professores das disciplinas de pós-graduação;
- A CAPES pela bolsa concedida;
- E, por último, à minha família, especialmente à minha querida irmã Magali que dividiu comigo os momentos difíceis da finalização dessa tese.

*Com carinho e gratidão à minha mãe, Cleusa,
e à minha avó, Francisca,
dedico*

ÍNDICE

RESUMO	1
ABSTRACT	3
INTRODUÇÃO	4
CAPÍTULO 1. Variação florístico-estrutural das florestas atlânticas no estado de São Paulo	
Resumo	11
Introdução	12
Material e métodos	14
Resultados	19
Discussão	23
Referências	30
Tabelas	35
Figuras	46
CAPÍTULO 2. Abundância e riqueza de famílias arbóreas nas florestas do estado de São Paulo	
Resumo	50
Introdução	51
Material e métodos	53
Resultados	57
Discussão	61
Referências	65
Tabelas	69
Figuras	74

CAPÍTULO 3. Clima e diversidade alfa de florestas atlânticas no estado de São Paulo

Resumo	78
Introdução	79
Material e métodos	80
Resultados	85
Discussão	88
Referências	93
Tabelas	97
Figuras	102
Apêndice	106
 CONSIDERAÇÕES FINAIS	 110
 APÊNDICES	
A - Espécies arbóreas, com DAP ou DAS mínimo $\geq 4,8$ cm, listadas pelos levantamentos fitossociológicos em florestas no estado de São Paulo	 113
B - Levantamentos fitossociológicos realizados em florestas no estado de São Paulo, a partir dos quais foi obtido o conjunto de dados analisados	 140

RESUMO

Uma importante questão na ecologia de florestas tropicais é a previsibilidade da composição florística e da diversidade de espécies. O presente estudo abordou esta questão, considerando as florestas atlânticas no estado de São Paulo, para as quais existe um volume considerável de informações sobre a distribuição e abundância dos táxons arbóreos. O estudo considerou a hipótese de que existe influência de fatores ambientais na organização dessas florestas e que espécies respondem diferentemente a esses fatores. Para investigar essa hipótese, a tese foi estruturada em três capítulos, que investigaram a ocorrência de padrões florísticos e de diversidade e exploraram a relação entre estes e variáveis geográficas e climáticas no estado.

O primeiro capítulo comparou as florestas considerando a abundância relativa das espécies, com o objetivo de fornecer um quadro atual sobre as variações existentes e de obter classes ecologicamente significativas, caracterizadas por espécies indicadoras. O segundo capítulo investigou o padrão de variação florística, considerando o nível de família, com o objetivo de analisar a resposta dos principais táxons a gradientes geográficos e climáticos, assim como tornar os resultados comparáveis àqueles já discutidos para outras florestas tropicais. O terceiro capítulo analisou a variação da riqueza dessas florestas, com o objetivo obter modelos considerando as variáveis geográficas e climáticas.

Os resultados obtidos indicaram a ocorrência de um gradiente principal único de variação florística e de diversidade. Esse gradiente incluiu as florestas ombrófilas e as estacionais semidecíduas e foi relacionado principalmente à distância do oceano e à duração do período seco. Florestas em condições de estresses mais marcados mostraram pouca afinidade ao gradiente principal e, por isso, a maioria das amostras das florestas paludícolas, decíduas e de restinga foi eliminada do gradiente principal. Florestas estacionais semidecíduas, mais distante do oceano, apresentaram flora e estrutura comunitária mais homogêneas que florestas ombrófilas. Estas apresentaram maior estoque regional de espécies, assim como maior diversidade média local. Esse acréscimo, tanto em nível local quanto regional, foi relacionado à dominância de famílias típicas da submata, como Myrtaceae, Rubiaceae e Sapotaceae, que dominaram em número de espécies e abundância de indivíduos. Essas análises contribuem para o conhecimento ecológico

dessas florestas e para a compreensão dos fatores relacionados às diferenças entre os tipos florestais representados no estado de São Paulo.

Palavras-chave: Análises multivariadas, Gradientes florísticos, Diversidade alfa, Espécies indicadoras, Florestas atlânticas, Estado de São Paulo.

ABSTRACT

One important question in the ecology of tropical forests concerns the predictability of their floristic composition and species diversity. This theme is assessed in this study by comparing atlantic forests in São Paulo state, for which there is considerable information about tree taxa distribution and abundance. The study pursues the idea that environmental factors influence the organization of these forests and that different species respond differently to these factors. To investigate this idea, this study was structured in three chapters, which investigate the occurrence of floristic and diversity patterns and explore the relation between these factors and the main geographic and climatic variations in the state of São Paulo.

The first chapter compared forest surveys by considering the relative abundance of the species to provide a current picture on the existing variations and to get ecologically significant vegetation groups characterized by indicator species. The second chapter investigated the floristic variation at the family level, aiming to analyze the response of tree taxa to environmental gradients, as well as to compare the results with other tropical forests. Finally, the third chapter analyzed the variation of the alpha diversity of Paulian forests, with the objective of achieving geographic and climatic models.

Results of this study indicated the occurrence of a unique main gradient for floristic and diversity variation, which included the ombrophilous and semideciduous forests, and was mainly related with distance from the ocean and duration of the dry period. This gradient was weakly associated with forests on beach ridge and deciduous and swamp forests, which occur in more stressful environments, thus suggesting the more specialized nature of these formations in relation to ombrophilous and semideciduous forests. However, although part of the main gradient, the semideciduous forests have tree flora and community structure more homogeneous than ombrophilous forests. Besides having a larger regional species pool, ombrophilous forests also have higher local average alpha diversity, or richness, in relation to the other forest types. Great part of this high richness can be attributed to the predominance of some understory families, such as Myrtaceae, Rubiaceae, Melastomataceae and Sapotaceae, which dominate locally.

INTRODUÇÃO

Florestas tropicais permanecem pouco conhecidas florística e ecologicamente (Gentry 1983, Myers *et al.* 2000). Entretanto, como um dos grandes desafios desse século, a manutenção dessas florestas depende de um conhecimento ecológico mais aprofundado. Vários estudos em florestas tropicais apontaram para o controle ambiental sobre padrões de variação florística e de diversidade. Esse controle do ambiente implica na existência de mudanças previsíveis ao longo de gradientes ambientais, como os decorrentes de variações do clima, latitude, altitude, dos atributos locais dos solos, entre outros (Hall & Swaine 1976, Gentry 1988, Terborgh & Andresen 1998, ter Steege *et al.* 2000, Pyke *et al.* 2001). Porém, a concentração desses estudos em algumas regiões, como no oeste amazônico, por exemplo, aponta a carência de informações para regiões marginalmente consideradas.

As florestas atlânticas, localizadas principalmente na costa leste do Brasil, compõem o segundo maior bloco de florestas tropicais da América do sul (São Paulo 1997). Devido à influência oceânica, o clima na região costeira é úmido, permitindo a ocorrência da floresta pluvial até latitudes subtropicais. Porém, em direção ao interior, a distância do oceano determina um gradiente de precipitação e de distribuição da precipitação durante o ano, que influi fortemente nas mudanças florísticas e estruturais das florestas (Leitão-Filho 1982, Torres *et al.* 1997, Oliveira-Filho & Fontes 2000) e na substituição das florestas por tipos de vegetação mais aberta, como a caatinga e o cerrado, caracterizados por climas mais estacionais. Dois tipos principais de florestas atlânticas foram relacionados às mudanças climáticas que ocorrem no sentido do litoral para o interior: a floresta pluvial, ou ombrófila, associada ao clima mais úmido das regiões serranas do litoral; e a floresta estacional semidecídua, ou floresta semidecídua do interior, associada ao clima mais estacional das regiões interioranas (IBGE 1992).

Porções significativas de florestas atlânticas ainda ocorrem no estado de São Paulo. Originalmente, essas florestas correspondiam a cerca de 80% da área total do território paulista e, atualmente, estão restritas a 6%, segundo um inventário recentemente concluído (São Paulo 2005). Apesar disso, uma quantidade considerável de informações sobre as comunidades florestais do estado de São Paulo foi produzida nas últimas duas décadas, principalmente como

resultado de trabalhos de teses desenvolvidas em universidades. Essas contribuições têm servido de base para análises das variações florísticas e para a compreensão das variáveis associadas (Salis *et al.* 1995, Torres *et al.* 1997, Ivanauskas *et al.* 2000, Scudeller *et al.* 2001). Entre os possíveis fatores sugeridos pelos autores, estão as mudanças climáticas, que ocorrem em função da distância do oceano e da altitude, o grau de distúrbios e a variação edáfica. Entretanto, tais análises são parciais, pois consideraram separadamente as florestas ombrófilas e as estacionais, permanecendo ainda certa confusão sobre os limites geográficos e ambientais que definem cada região em termos florísticos e estruturais.

Além disso, outro aspecto importante das florestas atlânticas, que poderia estar relacionado ao gradiente de umidade, é a variação da diversidade. Vários estudos que compararam sítios de florestas tropicais reportaram um aumento no número de espécies lenhosas por unidade de área com o aumento do total de chuva e diminuição da duração do período seco durante o ano (Hall & Swaine 1976, Gentry 1988, Clinebell *et al.* 1995, Pitman *et al.* 2002, ter Steege *et al.* 2003). Para as florestas atlânticas, embora existam indicações de maior diversidade e concentração de espécies endêmicas em sítios mais úmidos (Mori 1981, Leitão-Filho 1982, Thomas *et al.* 1998), ainda não há uma análise dos padrões de variação da diversidade e dos fatores associados a esses padrões. Entretanto, considerando as dificuldades de obter informações detalhadas para todas as áreas remanescentes de florestas atlânticas, a compreensão dos fatores relacionados à variação da composição e da diversidade dentro de uma certa região pode ser a base para tratar questões conservacionistas mais adequadamente, com vistas à recomposição e manutenção dessas florestas.

O presente estudo enfocou as florestas atlânticas remanescentes no estado de São Paulo, para verificar a consistência dos padrões sugeridos em estudos anteriores e, possivelmente, identificar outros, com o auxílio de informações quantitativas. O principal objetivo do estudo foi contribuir para o conhecimento ecológico dessas florestas, dando ênfase a duas questões básicas: (i) como variam a flora e a estrutura das florestas no estado de São Paulo; e (ii) onde e por que são encontrados os maiores valores de diversidade. Estes temas foram desenvolvidos em três capítulos, que, para efeito de formatação, foram redigidos conforme as normas da revista “Plant Ecology”.

O primeiro capítulo comparou levantamentos de florestas no estado de São Paulo, considerando a abundância relativa das espécies, com o objetivo de fornecer um quadro mais

atual sobre as variações existentes e sugerir classes, ecologicamente apoiadas e caracterizadas por espécies indicadoras.

O segundo capítulo analisou a influência de variáveis geográficas e climáticas sobre o padrão de variação florística, considerando o nível de família e amostras com tamanho padronizado através de aleatorização. O objetivo do capítulo foi identificar as principais famílias arbóreas relacionadas aos gradientes ambientais, assim como tornar os resultados comparáveis àqueles discutidos para outras florestas tropicais.

O terceiro capítulo analisou a variação da diversidade alfa das florestas no estado de São Paulo, visando à obtenção de modelos construídos a partir de variáveis geográficas e climáticas.

Local de estudo

O estado de São Paulo localiza-se na região sudeste do Brasil, entre as latitudes 20° - 25° S e longitudes 44° – 56° W. Possui área de 248.256 km², estando a maior parte na zona tropical e uma pequena parte na zona de transição subtropical, abaixo do trópico de Capricórnio. O relevo é acidentado e alto nas regiões cristalinas antigas que se estendem a leste, paralelamente à costa Atlântica, e homogêneo e suave na parte oeste, associada aos terrenos sedimentares da bacia do rio Paraná (São Paulo 2001).

De leste para o oeste, as divisões geomorfológicas identificadas pelo IPT (1981) são: a Província Costeira, o Planalto Atlântico, a Depressão Periférica, as Cuestas Basálticas e o Planalto Ocidental. A Província Costeira inclui uma região bastante heterogênea, de baixada, morros e serras, desde a linha da praia até as bordas do Planalto Atlântico, com altitudes que variam de 0 a 1100 m. O Planalto Atlântico inicia-se no reverso das serras costeiras, em região com altitudes que variam de 650 a 2770 m. A Depressão Periférica está inserida na bacia sedimentar do rio Paraná, iniciando-se na borda interior (oeste) do Planalto Atlântico, com relevo mais plano e uma intensa rede de drenagem. As Cuestas Basálticas compreendem as escarpas, na face voltada para a Depressão Periférica (a leste), e relevo mais suavizado que se inclina para o interior (a oeste). O Planalto Ocidental ocorre a oeste do estado, com relevo mais homogêneo e semelhante ao observado na Depressão Periférica.

Segundo Ross & Moroz (1997), essas feições estão agrupadas em três unidades morfo-estruturais, cujas características macromorfológicas estão relacionadas com suas gêneses e com

suas idades. (i) O Cinturão Orogênico do Atlântico, que inclui a região do Planalto Atlântico, tem gênese vinculada a vários ciclos de dobramento de diversas fases orogenéticas do pré-cambriano, sucedidas por ciclos de erosão. (ii) A Bacia Sedimentar do Paraná, incluindo o Planalto Ocidental e a Depressão Periférica, representa uma complexa fossa tectônica de forma elipsoidal, com eixo maior na direção NNE-SSW e encaixada em escudo pré-cambriano, preenchida por sedimentos continentais, na maior parte, e lavas basálticas de idade mesozóica. (iii) As Bacias Sedimentares Cenozóicas, incluindo as planícies litorâneas e fluviais, as depressões do baixo Ribeira e médio Paraíba e o planalto de São Paulo, são áreas descontínuas preenchidas por sedimentos continentais e costeiros cenozóicos, que ocorrem principalmente na parte leste do estado, mas aparecem embutidos nas três unidades morfo-estruturais.

O clima, na maior parte do estado, é tropical com estações seca e úmida bem definidas. Porém, na região serrana paralela à costa, o clima é mais úmido, caracterizado por uma estação seca curta ou ausente. Segundo Nimer (1989), a posição marítima da região Sudeste, aliada à sua urbanização, determina uma forte e constante concentração de núcleos de condensação nas camadas inferiores da atmosfera, o que contribui para o acréscimo de chuvas sempre que a região é atingida por frentes frias ou outros fenômenos de ascendência dinâmica. As maiores precipitações pluviais (acima de 1500 mm.ano^{-1}) ocorrem nas áreas do Planalto Atlântico e em áreas mais elevadas, enquanto os valores mais baixos, em torno de 1100 mm.ano^{-1} , são registrados em pequenos trechos a sudeste do estado. Porém, de um modo geral, ocorre uma diminuição gradativa dos totais pluviométricos anuais e um aumento do período seco em direção a oeste, ou seja, em direção ao interior do estado (São Paulo 2001). Variações de temperatura estão associadas à altitude e à latitude, que determinam a orientação das faixas de valores médios. As regiões mais frias são as de maior altitude e as mais quentes as de baixa altitude ao longo da costa e em extensões de altitude mediana e baixa no norte do estado (Eiten 1970).

A vegetação do estado de São Paulo varia desde as fisionomias campestres até a floresta pluvial (São Paulo 1997, 2001, 2005). A floresta pluvial ocorre principalmente nas escarpas das serras na região costeira, onde a maior umidade, de origem oceânica, possibilita o seu desenvolvimento. A floresta com *Araucaria* ocorre em pontos isolados e altos das serras do Mar e da Mantiqueira, na região costeira, relacionada a temperaturas mais baixas e umidade elevada. A floresta estacional semidecídua ocorre mais para o interior, onde o aumento da intensidade do período seco determina a ocorrência de vegetação menos densa. Nesta região, devido à intensa

rede de drenagem, ocorrem desde as florestas mais úmidas que margeiam os corpos d'água até as formações campestres do bioma cerrado. Outros tipos de vegetação incluem os campos de altitude, os manguezais e a vegetação da restinga, a qual representa um complexo de comunidades que inclui desde a vegetação das praias até as florestas pluviais, em solos mais desenvolvidos (Mantovani 1993, Wanderley *et al.* 2003).

Referências bibliográficas

- Clinebell II R.R., Phillips O.L., Gentry A.H., Stark N. e Zuuring H. 1995. Prediction of neotropical tree and liana species richness from soil and climatic data. *Biodiversity and Conservation* 4: 56-90.
- Eiten G. 1970. A vegetação do Estado de São Paulo. *Boletim do Instituto de Botânica* (7), São Paulo.
- Gentry A.H. 1983. Dispersal ecology and diversity in neotropical forest communities. *Sonderbd. Naturwiss. Ver. Hamburg* 7: 303-314.
- Gentry A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75(1): 1-34.
- Hall J.B. e Swaine M.D. 1976. Classification and ecology of closed-canopy forest in Ghana. *Journal of Ecology* 64: 913-951.
- IBGE 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Série Manuais Técnicos em Geociências n1.
- IPT 1981. Mapa geomorfológico do estado de São Paulo. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, escala 1: 1000 000. v. 1.
- Ivanauskas N.M., Monteiro R. e Rodrigues R.R. 2000. Similaridade florística entre áreas de floresta atlântica no estado de São Paulo. *Brazilian Journal of Ecology* 1-2: 71-81.
- Leitão-Filho H.F. 1982. Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo. *Silvicultura em São Paulo* 16:197-206.
- Mantovani W. 1993. Estrutura e dinâmica da floresta atlântica na Juréia, Iguape, SP. Tese de Livre Docência, Universidade de São Paulo, São Paulo.

- Mori S.A., Boom B.M. e Prance G.T. 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. *Brittonia* 33(2): 233-245.
- Myers N., Mittermeier A.R., Mittermeier C.G., Fonseca G.A.B. e Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nimer E. 1989. *Climatologia do Brasil*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Oliveira-Filho A.T. e Fontes M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32(4b): 793-810.
- Pitman C.A., Terborgh J.W., Silman M.R., Núñez V.P., Neill D.A., Céron C.E., Palacios W.A. e Aulestia M. 2002. A comparison of tree species diversity in two upper Amazonian forests. *Ecology* 83(11): 3210-3224.
- Pyke C.R., Condit R., Aguilar S. e Lao S. 2001. Floristic composition across a climatic gradient in a neotropical lowland forest. *Journal of Vegetation Science* 12: 553-566.
- Ross J.L.S. e Moroz I.C. 1997. Mapa Geomorfológico do estado de São Paulo, escala 1: 500.000. FFLCH/IPT/FAPESP.
- Salis S.M., Shepherd G.J. e Joly C.A. 1995. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. *Vegetatio* 119: 155-164.
- São Paulo 1997. Decreto 759, Mata Atlântica, Regulamentação para o estado de São Paulo. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- São Paulo 2001. Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo. Governo do Estado de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.
- São Paulo 2005 (Kronka F.J.N. coord.). Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo. Governo do estado de São Paulo / Secretaria do Meio Ambiente / Instituto Florestal, SP.
- Scudeller V.V., Martins F.R. e Shepherd G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in southeastern Brazil. *Plant Ecology* 152: 185-199.
- Tabarelli M. e Mantovani W. 1999. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 22: 217-223.
- ter Steege H.T., Pitman N., Sabatier D., Castellanos H., van der Hoult P., Daly D.C., Silveira M., Phillips O., Vasquez R., van Andel T., Duivenvoorden J., Oliveira A.A., Ek R., Lilwah R.,

- Thomas R., van Essen J., Baider C. Maas P., Mori S., Terborgh J., Vargas P.N., Mogollón H. e Morawetz W. 2003. A spacial model of tree α -diversity and tree density for the Amazon. *Biodiversity and Conservation* 12: 2255-2277.
- ter Steege H.T., Sabatier D., Castellanos H., van Andel T., Duivenvoorden J., Oliveira A.A., Ek R., Lilwah R., Maas P. e Mori S. 2000. An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forests including those of the Guiana Shield. *Journal of Tropical Ecology* 16: 801-828.
- Terborgh J. e Andresen E. 1998. The composition of Amazonian forests: patterns at local and regional scales. *Journal of Tropical Ecology* 14: 645-664.
- Thomas W.W., Carvalho A.V., Garrison J. e Arbeláez A.L. 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 7: 311-322.
- Torres R.B., Martins F.R. e Kinoshita L.S. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 20: 41-49.
- Wanderley M.G.L., Shepherd G.J., Giulietti A.M. e Melhem T.S. (Coords.) 2003. *Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo* v.3. FAPESP, São Paulo.

Variação florístico-estrutural das florestas atlânticas no estado de São Paulo

Resumo. Para investigar o padrão de variação florístico-estrutural das florestas no estado de São Paulo e identificar classes de vegetação a partir de dados quantitativos, foram comparadas 107 amostras selecionadas de estudos fitossociológicos disponíveis na literatura. Foram usados métodos de ordenação (CA e DCA) e de classificação (TWINSpan), considerando valores de densidade relativa das espécies arbóreas amostradas com DAP ou DAS mínimo de 4,8 cm e presentes em pelo menos duas das amostras selecionadas. Os resultados indicaram a ocorrência de um gradiente longo que contrapôs florestas do litoral (ombrófilas) e florestas do interior do estado (estacionais). Porém, parte das amostras das florestas de restinga, paludícolas e decíduas, em ambientes mais estressantes, foram “outliers”. A TWINSpan dividiu o gradiente principal em dois blocos coincidentes com a classificação *a priori* das amostras nas regiões fito-ecológicas da Floresta Ombrófila Densa e da Floresta Estacional Semidecídua, no primeiro nível, e com as formações Montana e Submontana, no segundo nível, confirmando a influência de fatores climáticos na diferenciação das florestas analisadas. O nível máximo de agrupamento hierárquico foi determinado pela Análise de Espécies Indicadoras (INDVAL), que resultou em 11 grupos finais formados no terceiro e quarto níveis da classificação. A análise conjunta TWINSpan e INDVAL sugeriu que as florestas do bloco estacional têm flora e estrutura mais homogêneas, sendo mais bem caracterizadas por espécies indicadoras dos níveis superiores da hierarquia; enquanto as do bloco ombrófilo, foram mais bem caracterizadas por espécies indicadoras de grupos dos níveis inferiores, sugerindo maior heterogeneidade ecológica.

Introdução

No estado de São Paulo, as florestas ocorrem em uma ampla variação de condições climáticas, topográficas e edáficas. Originalmente, as florestas cobriam cerca de 80% da área do estado (Eiten 1970), representadas por formações inseridas no domínio da chamada “Mata Atlântica” brasileira (São Paulo 1997). Porém, atualmente, os remanescentes florestais estão restritos a 6% da superfície do estado, localizados em áreas de difícil acesso, ou sob a forma de fragmentos próximos a centros urbanos (São Paulo 2005). Os fatores históricos de ocupação do solo, além de causarem a redução e a descaracterização da cobertura vegetal nativa do estado, têm contribuído para o aumento da heterogeneidade das condições a que estão sujeitas essas florestas. Apesar disso, o estado de São Paulo abriga a maior área contínua de florestas atlânticas do Brasil, e seus remanescentes florestais podem fornecer uma idéia das diferentes formações e da diversidade que caracterizavam a vegetação original (Eiten 1970, São Paulo 2001).

Tentativas de apresentar uma visão geral das florestas no estado de São Paulo através de análises multivariadas foram realizadas por Salis *et al.* (1995) e Torres *et al.* (1997), que compararam a composição florística das florestas no interior do estado; e Ivanauskas *et al.* (2000) e Scudeller *et al.* (2001), que compararam as florestas do litoral. Essa dicotomia entre florestas do interior e florestas do litoral tem sido definida principalmente com base no clima e na fisionomia, mas é mais controversa em relação à composição florística e processos evolutivos (Leitão-Filho 1987, Joly *et al.* 1992). Num contexto mais amplo, essa controvérsia faz parte de um debate sobre a conceituação e a definição dos limites geográficos das florestas atlânticas, impulsionado por requerimentos legais e políticos atuais (Joly *et al.* 1999, Oliveira-Filho & Fontes 2000, Scarano 2002).

De acordo com o sistema de classificação da vegetação brasileira proposto pelo IBGE (1992), esses dois conjuntos correspondem a duas regiões fito-ecológicas distintas, definidas principalmente por elementos do clima: uma, compreendendo as florestas do interior ou estacionais semidecíduas; e outra, as florestas do litoral, ou ombrófilas densas. As florestas estacionais estendem-se a oeste do estado, em região com relevo no geral levemente ondulado (Ross & Moroz 1997). O clima dessa região é estacional, seco no inverno e quente e chuvoso no verão. Como as condições de solo e relevo são mais favoráveis à agricultura, esse tipo florestal

foi o mais rapidamente devastado no estado de São Paulo. A maioria dos fragmentos remanescentes possui áreas pequenas e pouco representativas (Durigan *et al.* 2000). As florestas ombrófilas ocorrem no leste do estado, em região de relevos predominantemente acidentados e altos, denominada Cinturão Orogênico do Atlântico (Ross & Moroz 1997). O clima nessa região tem precipitação mais bem distribuída ao longo do ano, devido à influência oceânica. Apesar das intensas perturbações naturais e antrópicas a que estão sujeitas, as florestas ombrófilas representam atualmente o tipo florestal mais bem conservado no estado de São Paulo, devido, principalmente, às condições de solo e relevo pouco favoráveis à agricultura (São Paulo 2001).

Salis *et al.* (1995) e Torres *et al.* (1997) destacaram a heterogeneidade florística das florestas estacionais do interior do estado de São Paulo. Esses autores enfatizaram a importância da altitude e sugeriram a ocorrência de dois conjuntos florísticos: um menor e mais homogêneo incluiria as florestas estacionais em altitudes superiores a 700-750 m (altimontano), com temperaturas mais baixas e chuvas mais bem distribuídas ao longo do ano; e o outro incluiria as florestas estacionais mais interioranas, em altitudes entre 105 e 665 m (baixomontano), com climas mais quentes e estacionais. O estudo de Torres *et al.* (1997) incluiu ainda um sítio da floresta ombrófila litorânea, que foi considerado floristicamente distinto do conjunto formado pelas florestas estacionais do interior.

Com a disponibilidade de novos levantamentos, realizados ao longo das encostas e baixadas do litoral do estado de São Paulo, novos estudos comparativos foram realizados por Ivanauskas *et al.* (2000) e Scudeller *et al.* (2001), que restringiram suas análises aos sítios da floresta ombrófila. Em ambos os casos, os autores relacionaram a variação florística a duas províncias geomorfológicas: a Província Costeira, com altitudes mais baixas, e o Planalto Atlântico, com altitudes mais elevadas, situado no reverso das serras litorâneas. Dessa forma, assim como havia sido sugerido para as florestas do interior, a altitude, ou a variação climática associada, foi considerada um fator importante também para a diferenciação das florestas do litoral.

Embora aqueles autores tivessem tratado separadamente dois conjuntos de florestas espacialmente contínuos, seus resultados foram apoiados por estudos que consideraram extensões geográficas mais amplas das florestas atlânticas. Os estudos de Oliveira-Filho & Fontes (2000) e Scudeller (2002) mostraram a relação do clima com a flora das florestas ombrófilas e estacionais. Mostraram também a influência da altitude nas diferenciações internas dessas florestas. Oliveira-

Filho & Fontes (2000), comparando sítios de florestas do sudeste brasileiro, mostraram que o mesmo padrão ocorreu nos níveis de espécie, gênero e família, e concluíram que fatores climáticos teriam influenciado na evolução e na especiação dos táxons arbóreos das florestas atlânticas. Da mesma forma, Scudeller (2002), comparando sítios de florestas atlânticas em escala ainda mais ampla, reconheceu a tendência de separação entre florestas ombrófilas e estacionais, porém destacou a dificuldade de definir grupos consistentes de espécies indicadoras, em decorrência da distribuição restrita da maioria das espécies.

Atualmente, encontra-se disponível na literatura um número razoável de levantamentos fitossociológicos feitos em florestas no estado de São Paulo. Esses levantamentos permitem usar, além da composição florística, a estrutura de abundância das espécies como informação adicional para a descrição dessas florestas. Muitas questões importantes ainda persistem, relacionadas às diferenças entre os blocos florísticos mesófilo (ou estacional) e higrófilo (ou ombrófilo), considerando aspectos evolutivos, estruturais e funcionais. Além disso, outros tipos florestais que ocorrem sob o mesmo clima geral das florestas ombrófilas e das florestas estacionais semidecíduas, como as florestas de restinga, paludícolas e decíduas, não foram considerados nas comparações, por representarem comunidades mais especializadas. No presente estudo, realizamos análises comparativas incluindo todos os tipos de florestas representados no estado de São Paulo, para os quais existem informações quantitativas disponíveis. Nosso objetivo foi fornecer um quadro atual das variações existentes, além de utilizar as informações quantitativas para descrever classes ecologicamente significativas, caracterizadas por espécies indicadoras.

Material e métodos

Base de dados

Selecionamos listas de espécies arbóreas e suas abundâncias (número de árvores amostradas), a partir de levantamentos quantitativos realizados em formações florestais no estado de São Paulo. Os critérios adotados para a seleção dos levantamentos foram: (i) estar disponível na literatura na forma de artigo, tese ou dissertação até o final de 2002; (ii) uso de método de amostragem que permitisse a estimativa da densidade de cada espécie amostrada por unidade de

área e (iii) DAP (diâmetro do tronco na altura do peito) ou DAS (diâmetro do tronco na altura do solo) mínimo $\geq 4,8$ cm. Foram desconsiderados ainda os levantamentos de re-amostragem do mesmo local após um intervalo de tempo e aqueles feitos em florestas em estágio inicial de regeneração. Aplicando esses critérios, foram selecionadas 107 listas em 59 levantamentos.

Em uma classificação *a priori*, as listas foram separadas por tipos florestais reconhecidos pelos autores. Em seguida, devido à necessidade de padronização, as listas foram reclassificadas de acordo com o sistema de classificação do IBGE (IBGE 1992, 1993). De acordo com este sistema, as florestas classificadas como ombrófilas e estacionais, representam duas regiões fitoecológicas distintas, definidas por elementos climáticos (Tabela 1.1). O sistema do IBGE classifica as formações florestais com base na altitude e na latitude, conforme resumido na tabela 1.1. As formações definidas dessa maneira foram consideradas zonais em referência às condições climáticas que seriam as principais condicionantes. Além dessas, foram definidas mais três formações, consideradas azonais, em referência às condições edáficas de maior estresse a que estão sujeitas (Tabela 1.1). Nesses casos, as florestas foram referidas pelos nomes genéricos: floresta de restinga, floresta paludícola e floresta decídua, devido à falta de correspondentes precisos no sistema do IBGE. A localização das amostras no estado está apresentada na figura 1.1 e um resumo de suas características, na tabela 1.2.

Devido ao intervalo de tempo abrangido pelos levantamentos (de 1980 a 2002) e por tratar-se de diferentes autores, foi necessário padronizar o nome das espécies. Para isso, excluímos as espécies indeterminadas até o binômio específico, corrigimos a grafia dos nomes e procuramos por sinônimos. Esta etapa foi feita com a colaboração de especialistas de diferentes instituições brasileiras e por buscas em sítios especializados da Internet, como as bases de dados nomenclaturais, VAST (VAScular Tropicos) do “Missouri Botanical Garden” (W³TROPICOS 2005) e “International Legume Database & Information Service” (ILDIS 2005). Com a padronização dos nomes, chegamos a 991 espécies distribuídas em 83 famílias dos sistemas de classificação de Tryon (1970) para Cyatheaceae e de Cronquist (1981) para as angiospermas, exceto para Leguminosae (ou Fabaceae), que foi considerada como família única com base em Polhill *et al.* (1981). A relação das espécies, sinônimos e famílias está apresentada na tabela A.1 do Apêndice no final da tese.

Análise de dados

As 107 listas e as informações sobre suas localidades foram organizadas em um sistema informatizado de banco de dados, o FITOGEO (Scudeller & Martins 2003), o qual auxiliou na construção das matrizes de dados florísticos e de variáveis exploratórias. Para a obtenção da matriz florística, cada lista de espécies foi considerada uma amostra independente, e o número de indivíduos, como medida da abundância da espécie na amostra. Devido à falta de padronização do tamanho (ou esforço) amostral, a abundância das espécies foi relativizada pelo total da amostra, como um recurso para diminuir o efeito da variação na comparação (Digby & Kempton 1987). A matriz de variáveis exploratórias foi composta pelas variáveis amostrais: número de indivíduos (N_i) e número de espécies por amostra (N_e) e pelas variáveis de localização geográfica do sítio amostrado: latitude, longitude, distância do oceano e altitude mediana das amostras em relação ao nível do mar.

A partir da matriz de dados florísticos, a relação de proximidade entre as amostras foi examinada através das técnicas de ordenação indireta CA (Correspondence Analysis) e DCA (Detrended Correspondence Analysis) e de classificação hierárquica TWINSpan (Two-Way Indicator SPecies ANalysis), executadas no software PC-ORD 4.0 (McCune & Mefford 1999). Como essas técnicas são muito sensíveis à ocorrência de espécies raras ou àquelas ocorrendo em poucas amostras pobres em espécies (ter Braak 1995), eliminamos da matriz 238 espécies registradas em apenas uma amostra e, adicionalmente, utilizamos a opção “Down-weighting rare species” do “default” do PC-ORD 4.0. Nessa opção, a abundância das espécies mais raras que 1/5 da frequência máxima (frequência da espécie mais comum) é ponderada em proporção à sua frequência (McCune & Mefford 1999).

Mesmo utilizando os procedimentos acima, os eixos da CA e da DCA mostraram-se instáveis (999 iterações para a obtenção dos eixos), indicando resíduos acima do recomendado. Para contornar esse problema, excluímos oito amostras com desvios padrões elevados identificadas através da análise de amostras “outliers” (McCune & Mefford 1999). Seis dessas amostras eram das formações azonais: floresta de restinga (re1, re7, re8, re10), floresta decídua (de1) e floresta paludícola (pa1), e duas eram de florestas muito alteradas: floresta ombrófila em Cubatão (os23), exposta a intensa poluição atmosférica, e floresta estacional em Piracicaba (em18), alterada por fogo (Tabela 1.2). Com a exclusão dessas amostras, as análises foram

refeitas para uma matriz contendo 745 espécies e 99 amostras. Como as análises CA e DCA mostraram resultados similares para o eixo principal, porém a CA indicou efeito de arco (ou desvio quadrático) no segundo eixo, optamos pela DCA para a apresentação final dos resultados.

A TWINSpan foi executada para a mesma matriz florística, adotando-se os valores 0, 0,02, 0,05, 0,1 e 0,2 como níveis de abundância para a formação de pseudo-espécies. Esses valores foram adotados após a constatação de que 99,4% dos valores de abundância relativa das espécies estavam abaixo de 20% do total da amostra. As divisões da TWINSpan prosseguiram até o sexto nível, porém a decisão de quais grupos finais considerar foi tomada através do exame dos autovalores (λ) de cada divisão e da Análise de Espécies Indicadoras, INDVAL (INDicator VALue method), proposta por Dufrêne & Legendre (1997) e disponível no PC-ORD 4.0.

De acordo com Dufrêne & Legendre (1997), é possível apontar os principais níveis de uma classificação, calculando valores indicadores para as espécies em cada grupo formado e somando esses valores para cada nível da classificação. O valor indicador de uma espécie (VI) é obtido com a multiplicação de sua abundância relativa ([número médio de indivíduos da espécie no grupo] / [soma das médias do número de indivíduos da espécie em todos os grupos]) pela sua constância relativa (fração das amostras do grupo em que a espécie ocorreu). Enquanto a abundância relativa é considerada uma medida da especificidade da espécie ao grupo, a constância relativa é uma medida da sua fidelidade. O VI é máximo, ou atinge a perfeita indicação (100%), quando todos os indivíduos da espécie são encontrados em um único grupo e quando a espécie ocorre em todas as amostras daquele grupo. A significância estatística (p) do VI pode ser obtida através do teste Monte Carlo, que permite avaliar, através de permutações, a proporção com que o valor gerado com a alocação aleatória das amostras entre os grupos é superior ao valor observado. Dufrêne & Legendre (1997) sugeriram que o principal nível da classificação seria aquele com o maior valor da soma dos VIs significativos, supondo que a soma aumente com a homogeneidade do grupo (muitos grupos pequenos) e com a fidelidade da espécie (poucos grupos grandes) e que o melhor nível de agrupamento estaria entre estes dois extremos.

Embora Dufrêne & Legendre (1997) tenham utilizado um método de agrupamento não hierárquico, que acrescenta um grupo a cada nível da classificação, Bruun & Ejrnæs (2000) consideraram útil o uso da INDVAL na classificação TWINSpan, na qual o número de grupos formados em cada nível é potencialmente o dobro do nível anterior, considerando a soma dos VIs de todos os grupos em cada nível da classificação. No presente estudo, com base nesses autores,

consideramos como o nível máximo da classificação TWINSpan o nível que apresentou o maior valor de soma dos VIs significativos ($p < 0,01$, teste Monte Carlo com 1000 permutações). Porém, para o estabelecimento dos grupos finais, consideramos os valores da soma para os grupos separadamente. O grupo de um dado nível não foi mais dividido quando a soma dos VIs desse grupo foi maior que a soma dos VIs dos dois grupos formados com a sua divisão no nível seguinte. Esse procedimento resultou na obtenção de grupos finais formados em diferentes níveis e permitiu avaliar a contribuição de cada grupo para a soma total de cada nível.

Na INDVAL, diferentemente do que acontece com a determinação das espécies indicadoras pela TWINSpan, o valor indicador de uma espécie é definido por comparação da sua abundância e constância entre as amostras e grupos e não em relação às demais espécies. Dessa forma, o VI de uma espécie independe do VI das outras espécies presentes nas amostras e a espécie será considerada indicadora do grupo em que apresentar o maior VI (Dufrêne & Legendre 1997). Para apresentar as espécies indicadoras dos grupos nos diferentes níveis da classificação, selecionamos somente aquelas com VIs significativos e acima de 25% da perfeita indicação. Segundo Dufrêne & Legendre (em Palmer 2003), valores acima de 25% são simétricos, podendo se supor que uma espécie característica esteja presente em pelo menos 50% das amostras do grupo e que a sua abundância relativa naquele grupo atinja pelo menos 50%, ou seja, que a presença da espécie contribua para a especificidade do grupo e a sua presença possa ser prevista em todas as amostras do grupo. Abaixo de 25%, os VIs são considerados assimétricos, ou seja, a presença da espécie contribui para a especificidade do grupo, mas não pode ser prevista em todas as amostras.

A interpretação dos eixos da DCA e dos grupos da classificação TWINSpan em relação às variáveis exploratórias foi feita a *posteriori* (Økland 1996, Ejrnæs & Bruun 2000). Segundo estes autores, a ordenação indireta, como a DCA, é a opção mais indicada quando o foco do estudo é o padrão principal de variação na composição da comunidade, ao passo que na análise direta de gradiente (como, por exemplo, a CCA - Canonical Correspondence Analysis) o foco está restrito à porção da variação da composição que pode ser explicada por um conjunto particular de variáveis ambientais (ter Braak & Prentice 1988). Para a interpretação dos eixos foram usados os testes de correlação de Pearson (Zar 1999) e, adicionalmente, de postos de Kendall (Siegel 1956), considerando que a relação entre eixos e variáveis não é necessariamente

linear. Para avaliar a consistência dos grupos formados em relação às variáveis, foram utilizados gráficos de distribuição das medianas (McGill *et al.* 1978).

Resultados

Estrutura principal indicada pela DCA

O primeiro eixo da DCA ($\lambda_1 = 0,757$ e comprimento = 5,358 unidades de desvio padrão - SD) dispôs as florestas do litoral (símbolos fechados) e as florestas do interior (símbolos abertos) em lados opostos, porém não indicou descontinuidade abrupta entre elas (Figura 1.2). Este eixo foi alta e diretamente correlacionado com a distância do oceano e a longitude e inversamente com a latitude (Tabela 1.3), o que confirmou sua orientação perpendicular em relação à linha da costa. Os valores de λ e do comprimento do eixo (SD), indicaram alta substituição de espécies e baixa probabilidade de os extremos do gradiente apresentarem espécies em comum (ter Braak 1995).

Os eixos secundários 2 e 3 indicaram gradientes mais curtos e próximos entre si ($\lambda_2 = 0,381$ e 3,234 SD, $\lambda_3 = 0,327$ e 3,081 SD). Duas separações mais aparentes ocorreram em relação a esses eixos. No segundo eixo, seis amostras das florestas de restinga e uma paludícola (indicadas pelos códigos re e pa) foram separadas no quadrante superior esquerdo do diagrama (Figura 1.2a); e no terceiro eixo, três amostras da floresta ombrófila montana em Salesópolis (om8, om10 e om11) foram separadas das demais amostras de floresta ombrófila (Figura 1.2b). Em relação às variáveis examinadas, somente os valores de τ da correlação de Kendall sugeriram alguma influência da altitude no eixo 2 e do número de espécies amostradas no eixo 3 (Tabela 1.3).

Classificação TWINSpan e INDVAL

A análise conjunta TWINSpan e INDVAL resultou em 11 grupos finais, formados nos níveis 3 e 4 da classificação (Figura 1.3). O valor máximo da soma dos valores indicadores das espécies ocorreu no quarto nível (5127, 5877, 5637, 8772, 7970), portanto nenhum grupo formado a partir deste nível foi considerado.

A primeira dicotomia da TWINSpan dividiu o gradiente principal (eixo 1) em dois blocos com pouca sobreposição em relação à variável distância do oceano (Figura 1.4a). A formação desses blocos coincidiu, em grande parte, com a classificação *a priori* das amostras nas regiões fito-ecológicas da Floresta Ombrófila Densa (FO - bloco ombrófilo) e da Floresta Estacional Semidecídua (FE - bloco estacional). As exceções foram três amostras classificadas como estacionais semidecíduas (pa2 e em29, em Itatinga, e es36 em Assis), que foram agrupadas no bloco ombrófilo, e cinco classificadas como ombrófilas densas (om22, em Atibaia, om39 e om41, em Jundiaí, e om42 e om43, em São Roque), que foram agrupadas no bloco estacional.

As duas dicotomias do segundo nível ainda separaram as amostras em relação à distância do oceano, porém houve menor sobreposição dos grupos em cada bloco em relação à altitude (Figura 1.4c e d). No bloco ombrófilo, o grupo representando o extremo ombrófilo (FO.1) incluiu amostras mais próximas da costa e em altitudes que variaram de 0 a 1012 m, porém concentradas entre 0 e 200 m, e o grupo mais próximo ao bloco estacional (FO.2) incluiu amostras mais distantes da costa, em altitudes entre 500 e 1200 m, porém concentradas entre 750 e 1000 m. Portanto, a formação destes grupos indicou a separação entre as florestas ombrófilas montanas, localizadas acima de 500 m, e as demais florestas ombrófilas, localizadas abaixo desse limite (submontana e das terras baixas), e da restinga. Porém, cinco amostras da floresta montana em Picinguaba (om5 e om6), Salesópolis (om9), Mairiporã (om34) e Carlos Botelho (om51), localizadas acima de 500 m, e incluídas no grupo FO.1, foram exceções. No bloco estacional (FE), o grupo mais próximo ao bloco ombrófilo (FE.1) apresentou praticamente a mesma altitude mediana que o grupo FO.2, incluindo amostras em altitudes entre 700 e 1000 m, com exceção de uma, em Cosmópolis (em4), com 540 m de altitude. Em oposição, o grupo do extremo estacional (FE.2) incluiu amostras em altitudes abaixo de 700 m, exceto três com altitudes acima de 760 m, em Águas da Prata (em1), São Carlos (em23), e Itirapina (em24). Portanto, a divisão do bloco estacional indicou um limite altitudinal mais alto (por volta de 700 m) para a separação das amostras.

Nos níveis 3 e 4, as dicotomias indicaram maior sobreposição dos grupos em relação à distância do oceano e à altitude (Figura 1.4e-h). No grupo FO.1, as dicotomias separaram as florestas de restinga (grupo 1), no terceiro nível, e as florestas do litoral norte (grupo 2) das florestas do litoral sul (grupo 3), no quarto nível. O grupo 2 incluiu seis amostras do litoral norte, sendo cinco da floresta ombrófila e uma da restinga em Picinguaba (re4); e o grupo 3 incluiu

nove amostras do litoral sul mais três amostras do litoral norte (om6, os7 e os24) e uma do Planalto Atlântico (om34). No grupo FO.2, as dicotomias separaram três amostras em Salesópolis (grupo 6), no terceiro nível; e as florestas em São José dos Campos (grupo 5) das demais amostras no Planalto Atlântico (grupo 4), no quarto nível. No grupo FE.1, a amostra em Cosmópolis (em4) foi separada no terceiro nível; e três amostras em São Roque (grupo 7) foram separadas de cinco amostras em Atibaia, Angatuba, Lindóia e uma na Serra do Japi a 870 m (grupo 8), no quarto nível. No grupo FE.2, 23 amostras de uma ampla região do interior do estado foram separadas no terceiro nível (grupo 9) e, no quarto nível, sete amostras da bacia do rio Moji Guaçu, em Santa Rita do Passa Quatro, Porto Ferreira e Moji Guaçu (grupo 10), foram separadas de quatro amostras do oeste do estado, em Teodoro Sampaio e Marília (grupo 11).

Apesar de ter sido considerado o mesmo nível máximo de agrupamento para os blocos ombrófilo e estacional, a INDVAL indicou divergências entre eles quanto à consistência dos grupos formados. No bloco ombrófilo, a soma dos VIs aumentou até o quarto nível (2159, 2959, 3944, 5009, 4438), sugerindo aumento da homogeneidade interna dos grupos com as divisões. No bloco estacional, a soma dos VIs diminuiu até o terceiro nível (2968, 2918, 1692, 3763, 3532), sugerindo a formação de grupos pouco apoiados por espécies indicadoras e, portanto, maior homogeneidade de grupos grandes. Porém, nossa decisão em manter a divisão dos grupos até o quarto nível também para o bloco estacional deveu-se ao aumento da soma no quarto nível e à constatação de que a soma dos VIs nos grupos individuais foi superior neste nível, exceto para o grupo 9 que foi mantido no terceiro nível (Figura 1.3).

Espécies indicadoras

As espécies indicadoras dos grupos nos níveis 1 (blocos FO e FE) e 2 (grupos FO.1, FO.2, FE.1 e FE.2) estão apresentadas na Tabela 1.4. Algumas dessas espécies apresentaram VI máximo nesses níveis, demonstrando sua fidelidade a grupos grandes (nomes destacados em negrito na tabela 1.4). Nesses níveis, chamou atenção o baixo número de espécies associadas aos grupos intermediários, FO.2 e FE.1, sendo os VIs também mais baixos em relação àqueles dos grupos extremos. Além disso, as poucas espécies que apresentaram VI máximo naqueles grupos são típicas de florestas perturbadas, como *Clethra scabra*, *Myrsine umbellata*, *Alchornea*

sidifolia, *Solanum rufescens* e *Machaerium villosum*, ou pouco seletivas, como *Casearia sylvestris*.

As espécies cujos VIs aumentaram ou se tornaram significativos com a divisão dos grupos foram associadas aos grupos finais (Tabela 1.5). Em alguns casos, espécies com VIs iguais ou superiores a 25% da perfeita indicação apresentaram abundância ou constância inferior a 50% no grupo, contrariando o que era esperado para este limite. Essas espécies estão indicadas na tabela 1.5 por um asterisco e devem ser consideradas com ressalvas.

No geral, os grupos finais do bloco ombrófilo (grupos 1 a 6), apresentaram mais espécies indicadoras que aqueles do bloco estacional. Duas exceções foram o grupo 4 (florestas ombrófilas do Planalto Atlântico), que não apresentou espécies indicadoras apesar de ser o grupo com o maior número de amostras do bloco ombrófilo; e o grupo 11 (florestas estacionais do extremo oeste do estado), que apresentou o maior número de espécies indicadoras (27 espécies), superando os do bloco ombrófilo. Os demais grupos do bloco ombrófilo apresentaram entre 12 e 19 espécies indicadoras, das quais 3 a 6 foram exclusivas aos grupos (espécies destacadas por grifos na tabela 1.5). Os grupos do bloco estacional apresentaram entre 4 e 20 espécies indicadoras, e três dos cinco grupos (grupos 7, 9 e 10) não apresentaram espécies indicadoras exclusivas.

A análise INDVAL permitiu identificar ainda espécies compartilhadas pelos blocos ombrófilo e estacional que, apesar de muito constantes e abundantes no estado de São Paulo, não apresentaram preferência por nenhum grupo em qualquer nível da classificação. Dentre estas, destacaram-se como as mais constantes *Cabralea canjerana* (presente em 64,6% das 99 amostras analisadas), *Machaerium nyctitans* (46,4%), *Sloanea monosperma* (35,3%), *Syagrus romanzoffiana* (34,3%), *Tapirira guianensis* (34,3%), *Cordia sellowiana* (32,3%), *Cryptocarya moschata* (32,3%), *Sorocea bonplandii* (31,3%), *Cupania vernalis* (30,3%), *Matayba elaeagnoides* (30,3%).

Discussão

Estrutura principal

A concordância do padrão florístico com o gradiente climático foi enfatizada por alguns estudos, que destacaram a precipitação e a estacionalidade do clima como elementos principais em áreas de florestas neotropicais (Gentry 1988, Pyke *et al.* 2001) e, mais especificamente, em áreas de florestas atlânticas (Torres *et al.* 1997, Oliveira-Filho & Fontes 2000). No presente estudo, a relação entre o gradiente florístico principal com latitude, longitude e distância do oceano coincide com os contrastes existentes entre litoral e interior, que têm sido indicados tanto pelas divisões geomorfológicas mais atuais (IPT 1981, Ross & Moroz 1997) quanto pela descrição da variação climática (Eiten 1970) no estado de São Paulo.

Além disso, a coincidência entre os blocos formados na primeira dicotomia da TWINSpan e as duas regiões fito-ecológicas propostas pelo IBGE (1992) confirmou a importância do clima nas diferenças florísticas entre as florestas ombrófilas densas e as florestas estacionais semidecíduas no estado de São Paulo. De acordo com o mapa do IBGE (1993), o limite geográfico que separa a Floresta Ombrófila Densa da Floresta Estacional Semidecídua ocorre nas bordas interiores do Planalto Atlântico, coincidindo com mudanças climáticas mais abruptas entre o litoral e o interior. Dessa forma, a delimitação de categorias arbitrárias, como aquelas definidas pela classificação TWINSpan, pode ajudar na descrição da vegetação, mesmo quando se trata de um *continuum*, como no presente estudo (van Groenewoud 1992, Bruum & Ejrnæs 2000).

Assim como a distância do oceano, a altitude ou o conjunto de elementos modificados pela altitude foi importante na diferenciação das florestas analisadas. Embora a correlação da altitude com os três primeiros eixos tenha sido fraca, sua influência foi verificada na divisão dos blocos ombrófilo e estacional no segundo nível da TWINSpan. No bloco ombrófilo, os grupos formados coincidiram em grande parte com a divisão do IBGE (1992) para as formações Montana e Submontana, cujo limite altitudinal é de 400-500 m. Porém, nas florestas estacionais, o limite altitudinal em que as mudanças se tornam efetivas na separação das formações Montana e Submontana parece ser mais alto, em torno de 700 m, o que pode ser uma consequência do relevo mais suavizado.

A influência da altitude na composição das florestas atlânticas no sudeste brasileiro foi discutida por Oliveira-Filho & Fontes (2000). No estado de São Paulo, a influência da altitude nas florestas ombrófilas foi investigada por Ivanauskas *et al.* (2000) e Scudeller *et al.* (2001) e nas estacionais por Salis *et al.* (1995) e Torres *et al.* (1997). Esses autores encontraram uma correlação inversa da altitude com a temperatura e distribuição das chuvas. No estado de São Paulo, a distribuição das isotermas anuais mostra que as temperaturas médias variam com a altitude e com a latitude, sendo as áreas mais altas e de maiores latitudes também as mais frias (Eiten 1970). A distribuição das chuvas, pelo menos ao longo do litoral, está relacionada com a altitude devido à influência do relevo. Em direção ao interior, a precipitação diminui e torna-se menos correlacionada com a altitude. O clima torna-se cada vez mais quente e seco, com exceção das serras e platôs, que causam novos resfriamentos e condensações (Eiten 1970, São Paulo 2001).

Devido à interação entre a distância do oceano e a altitude das amostras, tanto as florestas ombrófilas quanto as estacionais em maiores altitudes (grupos FO.2 e FE.1) representaram o centro do gradiente principal. O centro do gradiente principal incluiu as amostras localizadas no Planalto Atlântico, classificadas como ombrófilas com base no IBGE, e algumas amostras do interior. As amostras do interior incluíram florestas estacionais (em29 Itatinga, es36 Assis, em4 Cosmópolis, em2 e em3 Lindóia, em25 Angatuba) e uma floresta paludícola (pa2 Itatinga). A maior proximidade dessas florestas interioranas com as florestas do Planalto Atlântico pode ser consequência da maior influência de rios e/ou, no caso de em2, em3 e em25, da maior altitude. Devido ao caráter intermediário dessas florestas no centro do gradiente principal, sua classificação pode causar certa confusão. Por exemplo, as amostras om22 (Atibaia), om39 (Serra do Japi), om41, om42, om43 (São Roque), classificadas como ombrófilas com base no IBGE, foram agrupadas no bloco estacional FE, confirmando a identificação fornecida pelos autores dos respectivos levantamentos. Porém, om35, om36, om37, om38 e om40 (todas na Serra do Japi), também classificadas como estacionais pelos autores dos levantamentos, foram agrupadas no bloco ombrófilo FO, confirmando a classificação baseada no IBGE. Portanto, é provável que a maior ou menor afinidade das florestas do centro do gradiente principal com as florestas ombrófilas ou estacionais resulte de variações em pequena escala decorrentes da influência das serras na província do Planalto Atlântico.

Essa condição de ecótono entre a Floresta Estacional e a Floresta Ombrófila ocorrendo predominantemente nas escarpas do Planalto Atlântico foi discutida por Mantovani (1993) e Ivanauskas *et al.* (2000). Esses autores apontaram que a maior afinidade de algumas florestas do Planalto Atlântico com as situadas nas encostas voltadas para o oceano seria devida às variações locais nas condições de umidade do solo, à temperatura mais fria e à maior incidência de geadas, e que o clima propício à ocorrência da floresta ombrófila ocorreria somente nas encostas e baixadas litorâneas (Província Costeira). Porém, no presente estudo, a formação de um grupo dentro do bloco ombrófilo (grupo 4), que incluiu a maioria das florestas do Planalto Atlântico, indicou a maior afinidade dessas florestas com as demais florestas ombrófilas das encostas e baixadas litorâneas. Entretanto, esse grupo não apresentou espécies indicadoras e, num nível acima, juntamente com as florestas em Salesópolis (grupo 5) e São José dos Campos (grupo 6), formaram o grupo FO.2, caracterizado por espécies indicadoras típicas de florestas perturbadas. O outro grupo também de transição, classificado como estacional (FE.1), foi mais consistente, mas também apresentou espécies indicadoras com VIs baixos. Este grupo incluiu um número bem menor de amostras, mas a maioria também localizada no Planalto Atlântico. Esses resultados sugerem que as florestas do Planalto Atlântico são também mais perturbadas que aquelas das encostas.

A partir do terceiro nível, os grupos formados mostraram que diferenças na abundância das espécies podem auxiliar na definição de grupos com significado ecológico, conferido pela resposta das espécies a diferentes ambientes (Dufrêne & Legendre 1997). Com exceção das florestas de restinga, incluídas no mesmo grupo (grupo 1), geralmente os grupos finais indicaram maior afinidade florístico-estrutural entre florestas mais próximas geograficamente. Um exemplo foi a tendência de separação entre as florestas do litoral sul e as do litoral norte, que não tinha sido mostrada pelos estudos anteriores. A tendência de separação norte-sul entre as florestas do litoral paulista foi primeiramente sugerida por Leitão-Filho (1982) para as florestas das encostas da Serra do Mar, a partir de observações no campo. Leitão-Filho (1982) considerou que haveria diferenças florísticas entre o litoral norte e o sul devido às diferenças climáticas, como, por exemplo, a ocorrência mais freqüente de geadas no litoral sul. Entretanto, Ivanauskas *et al.* (2000) indicaram que os estudos existentes até então não permitiam detectar diferenças entre as floras do litoral norte e sul; e Scudeller *et al.* (2001), apesar de também terem utilizado dados quantitativos em seu estudo, não encontraram indicações de qualquer separação.

Amostras identificadas como “outliers” indicaram peculiaridades locais em relação à estrutura principal. Essas amostras “outliers” ocorreram associadas principalmente às condições edáficas mais limitantes, como as florestas de restinga sobre depósitos sedimentares recentes (re1 Picinguaba e re7 Juréia), ou sobre solo turfoso profundo (re8 Chuás e re10 Campina do Encantado); a floresta paludícola em solo permanentemente encharcado (pa1 Campinas); e a floresta decídua em solo litólico cascalhento de origem calcária, com baixa capacidade de retenção hídrica na estação seca e excesso de água na estação chuvosa (de1 Piracicaba). Como consequência dos efeitos restritivos de tais condições, essas florestas geralmente apresentam menor riqueza e dominância acentuada de poucas espécies (Torres *et al.* 1994, Ivanauskas *et al.* 1997, Toniato *et al.* 1998, Ivanauskas & Rodrigues 2000, Sztutman & Rodrigues 2002).

As demais amostras da floresta de restinga e uma paludícola, mantidas na análise, foram segregadas pelo segundo eixo da DCA. Tal segregação indicou que essas florestas ainda destoavam do gradiente principal, mas sua flora arbórea e estrutura apresentam transições graduais com as formações adjacentes. Na TWINSpan, amostras da floresta de restinga formaram um grupo dentro do bloco ombrófilo, e uma delas (re4 Picinguaba) foi agrupada com as florestas ombrófilas do litoral norte. Portanto, apesar de diferenças estruturais entre florestas de restinga e ombrófilas adjacentes serem destacadas por estudos comparativos em pequena escala, como os de Melo *et al.* (2001) e Sztutman & Rodrigues (2002), as amostras da floresta de restinga representam um ecótono entre solos mais recentes próximos ao mar e solos mais desenvolvido próximos à encosta (Hueck 1972).

Outras duas amostras identificadas como “outliers” (os23 floresta ombrófila em Cubatão e em18 floresta estacional em Piracicaba) representaram condições de interferência antrópica acentuada. Embora não tenha sido possível considerar essas interferências como variáveis no presente estudo, as florestas analisadas estão sujeitas a diferentes tipos de pressão antrópica e apresentam um histórico próprio que é difícil de ser considerado na interpretação de gradientes ou de classes de vegetação (Salis *et al.* 1995, Torres *et al.* 1997). Entretanto, como foi demonstrado por alguns estudos em fragmentos sob influência antrópica acentuada no estado de São Paulo (Tabanez *et al.* 1997, Tabarelli *et al.* 1999, Tabanez & Viana 2000), os efeitos da fragmentação se refletem na seleção de espécies e no padrão de diversidade. Portanto, além dos fatores climáticos e geomorfológicos associados à distância das amostras em relação ao oceano, é

provável que fatores, como histórico de perturbação, grau de fragmentação e isolamento dos remanescentes florestais, tenham influído, pelo menos em parte, nos resultados que encontramos.

Padrões florísticos e estruturais

Nossos resultados, juntamente com os de outros autores que estudaram as florestas atlânticas, indicam associação de variáveis ambientais com a flora e a estrutura das amostras comparadas. Grupos de espécies respondem diferentemente a essas variáveis e formam uma estrutura hierarquizada. Segundo Dufrêne & Legendre (1997), assembléias são freqüentemente uma mistura de espécies euritópicas (espécies com distribuição ampla, típicas dos níveis superiores) e estenotópicas (espécies com nichos restritos, características de grupos dos níveis inferiores). Enquanto espécies euritópicas influem na similaridade hierárquica entre os habitats, as estenotópicas influem em suas peculiaridades. O uso do método INDVAL permitiu avaliar a contribuição relativa dessas categorias nos diferentes níveis da classificação TWINSpan, através do grau de associação das espécies aos diferentes grupos formados. Com base nessa análise, dois padrões contrastantes de distribuição e abundância das espécies foram sugeridos para os blocos ombrófilo e estacional, refletindo diferenças florístico-estruturais entre ambos.

No bloco ombrófilo, a tendência de aumento da soma dos valores indicadores das espécies com a diminuição do tamanho dos grupos nas sucessivas divisões indicou o predomínio de espécies com nichos restritos, ou estenotópicas, o que sugere alta heterogeneidade florístico-estrutural das florestas desse bloco (Dufrêne & Legendre 1997). Esses resultados corroboram aqueles encontrados por Scudeller *et al.* (2001), que analisaram a distribuição e a abundância de espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Densa no estado de São Paulo. O predomínio de espécies com distribuição local, ou especialistas de habitat, parece refletir-se no alto número de espécies e de endemismos, que tem sido registrado nas florestas ombrófilas, ou atlânticas do litoral (Mori *et al.* 1981, Leitão-Filho 1987, Thomas *et al.* 1998). Alguns fatores que têm sido relacionados à diversidade e endemismos dessas florestas são decorrentes do relevo acidentado que caracteriza a região costeira, como as variações em pequena escala do relevo, solo e microclima, ou a influência de diferentes floras devido a mudanças climáticas do Quaternário (Mantovani 1993, Ivanauskas *et al.* 2000).

No conjunto, as florestas ombrófilas apresentaram um excedente de 314 espécies (32,7%) em relação às florestas estacionais semidecíduas, representadas por 788 e 474 espécies, respectivamente (Tabela A.1 do apêndice no final da tese). Um maior estoque regional de espécies pode decorrer de ambientes estruturalmente mais complexos em pequena escala, onde fatores, como solo, topografia e microclima, determinam um arranjo mais amplo de nichos de regeneração. Além disso, distúrbios em pequena escala podem reduzir a importância potencial de interações competitivas e levar à ocorrência simpátrica de espécies equivalentes ecologicamente (Phillips *et al.* 1994).

Ao contrário do que ocorreu no bloco ombrófilo, as florestas no bloco estacional foram mais bem caracterizadas por espécies euritópicas, demonstrando maior homogeneidade florístico-estrutural. Esses resultados confirmam as sugestões de alguns autores que destacaram a distribuição mais ampla das espécies que compõem as florestas estacionais como resposta a um período seco mais prolongado (Leitão-Filho 1982, Oliveira-Filho & Fontes 2000). Oliveira-Filho & Fontes (2000) sugeriram que a flora das florestas semidecíduas seria um subconjunto da flora das florestas ombrófilas, representado por espécies capazes de resistir a um período seco mais prolongado. Leitão-Filho (1982) destacou a constância e grande abundância de algumas famílias, como Leguminosae, Meliaceae, Rutaceae e Euphorbiaceae, e a abundância de espécies de distribuição ampla, como *Astronium graveolens*, *Aspidosperma polyneuron* e *Gallesia integrifolia*, nas florestas estacionais.

Além do clima, a maior homogeneidade florístico-estrutural do bloco estacional poderia ser consequência da conjunção de alguns fatores relacionados às características da sua área de ocorrência. Por exemplo, as florestas estacionais estão inseridas na unidade morfo-estrutural da Bacia Sedimentar do Paraná, que é caracterizada por relevo relativamente plano e clima estacional (Ross & Moroz 1997). Pelo menos no estado de São Paulo, as florestas nessa região encontram-se atualmente restritas a pequenos fragmentos isolados por matrizes de diferentes naturezas, como monoculturas e áreas urbanas (Viana *et al.* 1997, São Paulo 1999, Durigan *et al.* 2000). Como uma consequência da fragmentação e do efeito de borda associado, espécies pré-adaptadas a determinadas condições, como aquelas restritas às clareiras no interior da mata, poderiam ser beneficiadas (Tabarelli *et al.* 1999, Tabanez & Viana 2000). Também é possível que somente as espécies com maior tamanho populacional e amplamente dispersas tenham permanecido, pelo menos até o momento em que as amostras foram tomadas.

Apesar da variação contínua sugerida por nossos resultados e pelos estudos anteriores, a classificação de grupos florística e ecologicamente apoiados pode ser útil para os propósitos de conservação e manejo dessas florestas e espécies. Geralmente, a decisão de quais grupos finais considerar na classificação TWINSpan é feita quando não se consegue explicar mais os grupos. Nesse caso, o uso de um critério como a INDVAL é útil, pois permite identificar a resposta das espécies às variações ambientais através dos padrões de distribuição e abundância. Dessa forma, a obtenção de listas de espécies típicas para habitats ou combinação de fatores pode agregar valor ecológico aos sítios ou habitats, que juntamente com outros critérios, como riqueza, podem ser de grande utilidade em programas de conservação, monitoramento e manejo de áreas naturais (Bruun & Ejrnaes 2000).

Agradecimentos

A Veridiana V. Scudeller, por ter cedido parte dos dados analisados, e aos especialistas que auxiliaram na correção dos nomes das espécies: Ana Maria G. A. Tozzi (Leguminosae - Faboideae e Caesalpinioideae), Angela B. Martins (Melastomataceae), Elizete A. Anunciação (Rubiaceae), Inês Cordeiro (Euphorbiaceae), Jefferson Prado (Cyatheaceae), João Semir (Asteraceae), João Stehman (Solanaceae), Jorge Y. Tamashiro (Leguminosae – Mimosoideae), José R. Pirani (Anacardiaceae, Rutaceae e Simaroubaceae), Kikyo Yamamoto (Vochysiaceae e Ochnaceae), Lucia Rossi (Elaeocarpaceae, Humiricaceae e Thymelaeaceae), Marcos Sobral (Myrtaceae), Maria C. Mamede (Malpighiaceae), Maria de F. Freitas (Myrsinaceae), Pedro Luís R. de Moraes (Lauraceae), Rosângela S. Bianchini (Rosaceae), Sergio Romaniuk Neto (Moraceae e Cecropiaceae), Volker Bittrich (Clusiaceae), Washington M. Ferreira Neto (Apocynaceae – *Aspidosperma*).

Referências bibliográficas

- Bruun H.H. e Ejrnæs R. 2000. Classification of dry grassland vegetation in Denmark. *Journal of Vegetation Science* 11: 585-596.
- Cronquist A. 1981. An integrated system of classification of flowering plants. Columbia University Press, New York.
- Digby P.G.N. e Kempton R.A. 1987. Multivariate analysis of ecological communities. Chapman e Hall, London.
- Dufrêne M. e Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345-366.
- Durigan G., Franco G.A.D.C., Saito M. e Baitello J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica de Caetetus, Gália, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 23(4): 369-381.
- Eiten G. 1970. A vegetação do Estado de São Paulo. *Boletim do Instituto de Botânica* (7), São Paulo.
- Ejrnæs R. e Bruun H.H. 2000. Gradient analysis of dry grassland vegetation in Denmark. *Journal of Vegetation Science* 11: 573-584.
- Gentry A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75(1): 1-34.
- Hueck K. 1972. As florestas da América do sul. Editora Polígono, São Paulo.
- IBGE 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Série Manuais Técnicos em Geociências n1.
- IBGE 1993. Mapa da vegetação do Brasil. IBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Escala 1: 5000 000.
- ILDIS 2005. Internacional Legume Database & Information Service. <http://www.ildis.org/legumeWeb/>
- IPT 1981. Mapa geomorfológico do estado de São Paulo. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, escala 1: 1000 000. v. 1.
- Ivanauskas N.M. e Rodrigues R.R. 2000. Florística e fitossociologia de remanescente de floresta estacional decidual em Piracicaba, São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 23(3): 291-304.

- Ivanauskas N.M., Monteiro R. e Rodrigues R.R. 2000. Similaridade florística entre áreas de floresta atlântica no estado de São Paulo. *Brazilian Journal of Ecology* 1-2: 71-81.
- Ivanauskas N.M., Rodrigues R.R. e Nave A.G. 1997. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. *Revista Brasileira de Botânica* 20: 139-153.
- Joly C.A., Aidar M.P.M., Klink C.A., McGrath D.G., Moreira A.G., Moutinho P., Nepstad D.C., Oliveira A.A., Pott A. , Rodal M.J.N. e Sampaio E.V.S.B. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. *Ciência e Cultura* 51 (5/6): 331-348.
- Joly C.A., Leitão-Filho H.F. e Silva S.M. 1992. The floristic heritage. In: Câmara I.G. (Coord.), atlantic rain forests Editora Index Ltda & Fundação Mata Atlântica, Rio de Janeiro, pp. 95-125.
- Leitão-Filho H.F. 1982. Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo. *Silvicultura em São Paulo* 16:197-206.
- Leitão-Filho H.F. 1987. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e sub-tropicais do Brasil. *IPEF* 35: 41-46.
- MacGill R., Tukey J.W. e Larsen W.A. 1978. Variations of Box Plots. *The American Statistician* 32: 12-16.
- Mantovani W. 1993. Estrutura e dinâmica da floresta atlântica na Juréia, Iguape, SP. Tese de Livre Docência, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- McCune B. e Mefford M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0 MJM Software, Gleneden Beach.
- Melo M.M.R.F., Oliveira R.J., Rossi L., Mamede M.C.H. e Cordeiro I. 2001. Estrutura de um trecho de floresta atlântica de planície na Estação Ecológica Juréia-Itatins, Iguape, SP, Brasil. *Hoehnea* 27(3): 299-322.
- Mori S.A., Boom B.M. e Prance G.T. 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. *Brittonia* 33(2): 233-245.
- Økland R.H. 1996. Are ordination and constrained ordination alternative or complementary strategies in general ecological studies. *Journal of Vegetation Science* 7: 289-292.
- Oliveira-Filho A.T. e Fontes M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32(4b): 793-810.

- Palmer M. 2003. Ordination Methods for ecologists. <http://www.okstate.edu/artsci/botany/ordinate> (acessada em 03/10/2003).
- Phillips O.L., Hall P., Gentry A.H., Sawyer S.A. e Vásquez R. 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 91: 2805-2809.
- Polhill R.M., Raven P.H. e Stirton C.H. 1981. Evolution and systematics of the Leguminosae. In: Polhill R.M. e Raven P.H. (eds.), *Advances in legume systematics*. Royal Botanic Garden, Kew, pp. 1-26.
- Pyke C.R., Condit R., Aguilar S. e Lao S. 2001. Floristic composition across a climatic gradient in a neotropical lowland forest. *Journal of Vegetation Science* 12: 553-566.
- Ross J.L.S. e Moroz I.C. 1997. Mapa Geomorfológico do estado de São Paulo, escala 1: 500.000. FFLCH/IPT/FAPESP.
- Salis S.M., Shepherd G.J. e Joly C.A. 1995. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. *Vegetatio* 119: 155-164.
- São Paulo 1997. Decreto 759, Mata Atlântica, Regulamentação para o estado de São Paulo. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- São Paulo 1999. Conhecer para conservar: as unidades de conservação do Estado de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.
- São Paulo 2001. Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo. Governo do Estado de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.
- São Paulo 2005 (Kronka F.J.N. coord.). Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo. Governo do estado de São Paulo/ Secretaria do Meio Ambiente/ Instituto Florestal/SP.
- Scarano F.R. 2002. Structure, function and relationships of plants communities in stressful habitats marginal to the atlantic rainforest. *Annals of Botany* 90: 517-524.
- Scudeller V.V. 2002. Análise fitogeográfica da Mata Atlântica, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Scudeller V.V. e Martins F.R. 2003. FITOGEO - Um banco de dados aplicado à fitogeografia. *Acta Amazonica* 33(1): 9-21.
- Scudeller V.V., Martins F.R. e Shepherd G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in southeastern Brazil. *Plant Ecology* 152: 185-199.

- Siegel S. 1956. Nonparametric statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill, New York.
- Sztutman M. e Rodrigues R.R. 2002. O mosaico vegetal numa área de floresta contínua da planície litorânea, Parque Estadual da Campina do Encantado, Pariquera-Açu, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 25(2): 161-176.
- Tabanez A.A.J. e Viana V.M. 2000. Patch structure within Brazilian atlantic forest fragments and implications for conservation. *Biotropica* 32(4b): 925-933.
- Tabanez A.A.J., Viana V.M. e Dias A.S. 1997. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 57(1): 47-60.
- Tabarelli M., Mantovani W. e Peres C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127.
- ter Braak C.J.F. 1995. Ordination. In: Jongmann R.H.G., ter Braak C.J.F. e van Tangeeren O.R.F. (eds.), *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 91-173.
- ter Braak C.J.F. e Prentice I.C. 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research* 18: 271-317.
- Thomas W.W., Carvalho A.V., Garrison J. e Arbeláez A.L. 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 7: 311-322.
- Toniato M.T.Z., Leitão-Filho H.F. e Rodrigues R.R. 1998. Fitossociologia de um remanescente de floresta higrófila (mata de brejo) em Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 21: 197-210.
- Torres R.B., Martins F.R. e Kinoshita L.S. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 20: 41-49.
- Torres R.B., Matthes A.F. e Rodrigues R. 1994. Florística e estrutura do componente arbóreo de mata de brejo em Campinas - SP. *Revista Brasileira de Botânica* 17(2): 189-194.
- Tryon R.M. 1970. The classification of the Cyatheaceae. *Contributions of the Gray Herbarium* 200: 3-53.
- van Groenewoud H. 1992. The robustness of Correspondence, Detrended Correspondence, and TWINSpan analysis. *Journal of Vegetation Science* 3: 239-246.

- Viana V.M., Tabanez A.A. e Batista J.L. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian atlantic moist forest. In: Laurance W.F. e Bierregaard R.O. (eds), Tropical forests remnants, pp. 351-365.
- W³TROPICOS 2005. Missouri Botanical Garden's VAST (VAScular Tropicos) nomenclatural database. <http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>
- Zar J.H. 1999. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, New Jersey.

Tabela 1.1. Número de amostras por formação florestal no estado de São Paulo, definidas de acordo com o sistema de classificação da vegetação brasileira do IBGE (IBGE 1992, 1993) e, no caso da formações azonais, em referência às condições edáficas de maior estresse.

Região Fito-ecológica	Formações florestais	Código da amostra	Número de amostras
Floresta Ombrófila Densa (FOD) - Ocorre em clima tropical quente e úmido com estação seca ausente ou curta (0-60 dias), precipitação média de 1500 mm ou mais e temperatura média de 25°C. Floresta sempre verde.	Zonais		
	FOD das terras baixas ¹	ot	4
	FOD submontana ²	os	11
	FOD montana ³	om	37
	Azonais		
	Floresta de restinga ⁴	re	11
Floresta Estacional Semidecídua (FES) – Ocorre em clima tropical estacional (seca de 60 a 120 dias) com precipitação média até 1500 mm. Na seca, 20 a 50 % das árvores perdem folhas no período seco.	Zonais		
	FES submontana ²	es	8
	FES montana ³	em	33
	Azonais		
	Floresta paludícola ⁵	pa	2
	Floresta decídua ⁶	de	1

¹ Altitude de 5 a 50 m, quando situada entre 16° e 24° Lat. S, ou de 5 a 30 m, entre 24° e 32° Lat. S.

² Altitude de 50 a 500 m, entre 16° e 24° Lat. S, ou de 30 a 400 m, entre 24° e 32° Lat. S.

³ Altitude de 500 a 1500 m, entre 16° e 24° Lat. S, ou de 400 a 1000 m, entre 24° e 32° Lat. S.

⁴ Planície litorânea com influência marinha ou flúvio-marinha, solo arenoso salino.

⁵ Áreas de várzeas ou planícies de inundação, nascentes, margens de rios ou lagos com encharcamento permanente do solo.

⁶ Disjunções florestais revestindo litologias calcárias e apresentando deciduidade foliar superior a 50% das árvores dominantes (Ivanauskas & Rodrigues 2000).

Tabela 1.2. Informações sobre as 107 amostras em florestas atlânticas no estado de São Paulo, que consideraram árvores com DAP (diâmetro do tronco na altura do peito) ou DAS (diâmetro do tronco na altura do solo) mínimo $\geq 4,8$ cm. Cód: código das amostras ordenadas por formação florestal (pa: floresta paludícola, de: floresta decídua; em: floresta estacional semidecídua montana, es: floresta estacional semidecídua submontana, ot: floresta ombrófila densa das terras baixas, os: floresta ombrófila densa submontana, om: floresta ombrófila densa montana, re: floresta de restinga), S: latitude sul, W: longitude oeste, Alt: altitude mediana, Doc: distância do oceano, Dma: diâmetro mínimo incluído (DAP, ou DAS quando indicado pelo símbolo §), Mét: método de amostragem (p: parcelas, q: quadrantes, c: censo, t: transecção), Am: tamanho da amostra em hectare (ou em número de pontos quando indicado por pt), Ni: número de indivíduos e Ne: número de espécies.

Cód	Local/Município (Referência*)	S/W	Alt (m)	Doc (km)	Dma (cm)	Mét	Am	Ni	Ne
pa1 [#]	CEC/Campinas (1)	22°55'/47°05'	660	131	5,0	c	0,87	906	22
pa2	Fazenda Sta Irene/Itatinga (2)	23°18'/48°39'	570	192	4,8	c	2,00	1226	35
de1 [#]	Bairro dos Godinhos/Piracicaba (3)	22°39'/47°39'	554	190	4,8	p	0,43	860	52
em1	Reserva Ecológica/Águas da Prata (4)	21°55'/46°42'	950	220	5,0	p	0,40	461	70
em2	Rio do Peixe (encosta)/Lindóia (5)	22°32'/46°58'	740	165	5,0 [§]	p	0,22	347	70
em3	Rio do Peixe (Borda do Rio)/Lindóia (5)	22°32'/46°58'	740	165	5,0 [§]	p	0,22	367	71
em4	Fazenda Quilombo/Cosmópolis (6)	22°37'/47°03'	540	158	9,5 [§]	p	0,20	120	28
em5	Mata Ribeirão Cachoeira/Campinas (7)	22°50'/46°56'	663	132	5,0	p	1,00	1064	113
em6	Sta Genebra 1/Campinas (8)	22°50'/47°06'	595	140	4,8	p	0,35	450	87
em7	Sta Genebra 2/Campinas (8)	22°50'/47°06'	595	140	4,8	p	0,35	382	67
em8	Sta Genebra 3/Campinas (8)	22°50'/47°06'	595	140	4,8	p	0,35	227	36
em9	Bosque dos Jequitibás/Campinas (9)	22°55'/47°06'	610	132	10,0	c	2,30	1742	129
em10	Mata ciliar /Moji Guaçu (10)	22°18'/47°13'	600	198	10,0	q	84pt	309	38
em11	Reserva Ecológica 1/Porto Ferreira (11)	21°49'/47°25'	574	255	10,0	q	60pt	224	57
em12	Reserva Ecológica 2/Porto Ferreira (11)	21°49'/47°25'	574	255	10,0	q	60pt	220	48
em13	Reserva Ecológica 3/Porto Ferreira (11)	21°49'/47°25'	574	255	10,0	q	56pt	205	46
em14	Reserva Ecológica 4/Porto Ferreira (11)	21°49'/47°25'	574	255	10,0	q	63pt	236	61
em15	Vassununga 1/Sta Rita do Passa Quatro (12)	21°41'/47°38'	590	279	10,0	p	1,76	1256	59
em16	Vassununga 2/Sta Rita do Passa Quatro (13)	21°40'/47°30'	610	274	4,8 [§]	q	250pt	899	83
em17	Vassununga 3/Sta Rita do Passa Quatro (14)	21°41'/47°37'	640	278	10,0	p	0,88	604	56
em18 [#]	Mata da Figueira 1/Piracicaba (15)	22°43'/47°37'	554	182	4,8	p	0,10	101	26
em19	Mata da Figueira 2/Piracicaba (15)	22°43'/47°37'	554	182	4,8	p	0,10	161	25
em20	Mata da Figueira 3/Piracicaba (15)	22°43'/47°37'	554	182	4,8	p	0,10	109	23
em21	Mata da Figueira 4/Piracicaba (15)	22°43'/47°37'	554	182	4,8	p	0,10	144	22
em22	Mata do Pomar/Piracicaba (16)	22°45'/47°40'	550	183	5,0	t	0,60	501	41
em23	Fazenda Canchim/São Carlos (17)	21°55'/47°50'	850	266	5,0	p	1,00	1158	66
em24	Serra de Itaqueri/Itirapina (18)	22°23'/47°53'	767	228	5,0	c	0,13	696	58
em25	Estação Experimental/Angatuba (19)	23°25'/48°20'	700	163	4,8	p	0,50	1028	113
em26	FCAVJ/Jaboticabal (20)	21°12'/48°20'	573	361	4,8	p	1,28	1640	69
es27	Mata da Virgínia 1/Matão (21)	21°35'/48°30'	500	338	4,8	p	0,81	1136	62
es28	Mata da Virgínia 2/Matão (21)	21°35'/48°30'	500	338	4,8	p	0,81	897	72

Tabela 1.2 (Continuação)

Cód	Local/Município (Referência*)	S/W	Alt (m)	Doc (km)	Dma (cm)	Mét	Am	Ni	Ne
em29	Fazenda Sta Irene/Itatinga (22)	23°17'/48°33'	580	188	4,8	p	0,42	827	83
em30	Rio passa cinco/Ipeúna (23)	22°25'/48°45'	630	277	5,0	p	0,79	1861	97
em31	Reserva Estadual/Bauru (24)	22°19'/49°04'	570	307	10,0	q	129pt	477	56
em32	Caetetus 1/Gália (25)	22°24'/49°42'	580	337	5,0	p	0,60	642	59
em33	Caetetus 2/Gália (26)	22°24'/49°42'	580	337	5,0	p	1,00	1107	74
em34	Caetetus 3/Gália (26)	22°24'/49°42'	660	337	5,0	p	1,00	1273	84
es35	Estação Experimental/Marília (27)	22°01'/49°55'	440	384	5,0	p	0,30	376	63
es36	Estação Ecológica/Assis (27)	22°35'/50°22'	500	363	5,0	p	0,30	637	54
em37	Fazenda Berrante/Tarumã (27)	22°42'/50°31'	520	363	5,0	p	0,30	324	67
es38	Fazenda São Luís/Tarumã (27)	22°44'/50°44'	400	376	5,0	p	0,30	276	59
es39	Morro do Diabo 1/Teodoro Sampaio (28)	22°30'/52°20'	300	521	5,0	q	100pt	370	64
es40	Morro do Diabo 2/Teodoro Sampaio (28)	22°30'/52°20'	320	521	5,0	q	100pt	366	76
es41	Morro do Diabo 3/Teodoro Sampaio (28)	22°30'/52°20'	340	521	5,0	q	100pt	357	60
ot1	Picinguaba (morro)/Ubatuba (29)	23°22'/44°48'	25	13	4,8	p	0,10	142	46
os2	Picinguaba (encosta)/Ubatuba (30)	23°22'/44°48'	100	13	4,8	p	0,40	781	91
os3	Picinguaba (ripária)/Ubatuba (30)	23°22'/44°48'	100	13	4,8	p	0,40	869	106
os4	Picinguaba (encosta)/Ubatuba (30)	23°22'/44°48'	300	13	4,8	p	0,18	231	93
om5	Picinguaba (encosta)/Ubatuba (30)	23°22'/44°48'	600	13	4,8	p	0,18	297	88
om6	Picinguaba (encosta)/Ubatuba (30)	23°22'/44°48'	1000	13	4,8	p	0,18	275	74
os7	Instituto Agrônômico/Ubatuba (31)	23°27'/45°04'	105	2	10,0	q	160pt	575	98
om8	Serra do Juqueriquerê (topo)/Salesópolis (32)	23°37'/45°45'	1000	30	4,8	q	25pt	89	26
om9	Serra do Juqueriquerê (vale)/Salesópolis (32)	23°37'/45°45'	1000	30	4,8	q	25pt	95	37
om10	Serra do Juqueriquerê (encosta Paraíba)/Salesópolis (32)	23°37'/45°45'	1000	30	4,8	q	25pt	95	35
om11	Serra do Juqueriquerê (encosta Atlântica)/Salesópolis (32)	23°37'/45°45'	1000	30	4,8	q	25pt	95	41
om12	Augusto Ruschi/São José dos Campos (33)	23°12'/45°52'	640	63	4,8	p	0,10	199	59
om13	Augusto Ruschi/São José dos Campos (33)	23°12'/45°52'	690	63	4,8	p	0,10	217	61
om14	Augusto Ruschi/São José dos Campos (33)	23°12'/45°52'	740	63	4,8	p	0,10	232	62
om15	Augusto Ruschi/São José dos Campos (33)	23°12'/45°52'	790	63	4,8	p	0,10	168	55
om16	Augusto Ruschi/São José dos Campos (33)	23°12'/45°52'	840	63	4,8	p	0,10	167	66
om17	Augusto Ruschi/São José dos Campos (33)	23°12'/45°52'	890	63	4,8	p	0,10	201	52
om18	Augusto Ruschi/São José dos Campos (33)	23°12'/45°52'	1020	63	4,8	p	0,10	180	75
om19	Serra do Itapety 1/Moji das Cruzes (34)	23°28'/46°09'	974	39	4,8	q	120pt	461	91
om20	Serra do Itapety 2/Moji das Cruzes (34)	23°28'/46°09'	974	39	4,8	q	120pt	469	77
om21	Serra do Itapety 3/Moji das Cruzes (34)	23°28'/46°09'	974	39	4,8	q	120pt	469	64
om22	Grota Funda/Atibaia (35)	23°10'/46°25'	1270	80	4,8	p	0,42	965	116
os23 [#]	Vale do Rio Moji/Cubatão (36)	23°54'/46°25'	100	3	6,3	p	0,20	201	28
os24	Vale do Rio Pilões/Cubatão (36)	23°54'/46°25'	100	3	6,3	p	0,40	708	122
om25	Cumbica/Guarulhos (37)	23°25'/46°28'	763	55	9,5	p	4,84	1712	101
om26	Cantareira – Pinheirinho/São Paulo (38)	23°22'/46°26'	1025	59	10,0	q	266pt	847	108
om27	PEFI 1/São Paulo (39)	23°38'/46°36'	798	38	4,8	q	90pt	328	70
om28	PEFI 2/São Paulo (40)	23°38'/46°36'	795	38	8,0	p	1,00	870	93
om29	PEFI 3/São Paulo (41)	23°39'/46°37'	795	37	5,0	q	125pt	365	83
om30	PEFI 4/São Paulo (41)	23°39'/46°37'	795	37	5,0	q	127pt	426	91
om31	PEFI 5/São Paulo (42)	23°39'/46°37'	795	37	8,0 ^s	p	0,30	355	63
om32	Alfredo Volpi/São Paulo (43)	23°35'/46°42'	740	48	12,7	q	50pt	197	68
om33	USP/São Paulo (44)	23°34'/46°43'	755	51	15,9	p	0,70	220	48
om34	Cantareira – Águas Claras/Mairiporã (45)	23°25'/46°38'	1012	60	4,8	p	1,67	2320	138
om35	Serra do Japi (vale)/Jundiaí (46)	23°16'/46°50'	900	84	6,3	q	70pt	254	66

Tabela 1.2 (Continuação*)

Cód	Local/Município (Referência*)	S/W	Alt (m)	Doc (km)	Dma (cm)	Mét	Am	Ni	Ne
om36	Serra do Japi (encosta S/SE)/Jundiaí (46)	23°16'/46°50'	1075	84	6,3	q	70pt	251	57
om37	Serra do Japi (encosta N/NE)/Jundiaí (46)	23°16'/46°50'	1075	84	6,3	q	70pt	250	60
om38	Serra do Japi (topo)/Jundiaí (46)	23°16'/46°50'	1200	84	6,3	q	70pt	252	52
om39	Serra do Japi (vale)/Jundiaí (47)	23°11'/46°55'	870	98	5,0	p	0,12	150	55
om40	Serra do Japi (topo)/Jundiaí (47)	23°11'/46°55'	1170	98	5,0	p	0,12	429	52
om41	Mata da Câmara/São Roque (48)	23°31'/47°07'	887	81	4,8	p	0,32	471	67
om42	Mata da Câmara/São Roque (48)	23°31'/47°07'	962	81	4,8	p	0,32	404	59
om43	Mata da Câmara/São Roque (48)	23°31'/47°07'	997	81	4,8	p	0,32	376	72
os44	Juréia – Morro do Fernando/Perufbe (49)	24°20'/47°00'	50	2	5,0	p	0,20	280	60
ot45	Juréia – planície do Rio Verde/Iguape (50)	24°32'/47°14'	1	3	5,0	p	1,00	1753	156
os46	Juréia – Serra da Juréia/Iguape (51)	24°32'/47°14'	175	3	9,5	q	200pt	788	151
ot47	Campina do Encantado/Pariquera-Açu (52)	24°40'/47°48'	18	24	4,8	p	0,54	733	100
ot48	José Cione/Pariquera-Açu (53)	24°36'/47°53'	30	35	4,8	p	0,60	933	120
os49	Antônio Povinske/Pariquera-Açu (53)	24°40'/47°53'	40	28	4,8	p	0,60	979	144
os50	Ilha do Cardoso/Cananéia (54)	25°10'/47°59'	175	15	9,8	p	1,00	700	99
om51	Carlos Botelho/Sete Barras (55)	24°07'/47°57'	800	76	10,0	q	312pt	492	104
os52	Intervales – Saibadela/Sete Barras (56)	24°14'/48°05'	105	75	5,0	q	201pt	716	122
re1 [#]	Picinguaba (duna anterior)/Ubatuba (29)	23°22'/44°48'	1	13	4,8	p	0,10	179	19
re2	Picinguaba (cordões litorâneos)/Ubatuba (29)	23°22'/44°48'	1	13	4,8	p	0,10	171	43
re3	Picinguaba (coluvionar)/Ubatuba (29)	23°22'/44°48'	1	13	4,8	p	0,10	149	40
re4	Picinguaba (aluvionar)/Ubatuba (29)	23°22'/44°48'	1	13	4,8	p	0,10	141	44
re5	Picinguaba/Ubatuba (30)	23°22'/44°48'	2	13	4,8	p	1,00	2151	78
re6	Picinguaba/Ubatuba (57)	23°22'/44°48'	2	13	4,8	p	0,52	921	61
re7 [#]	Juréia – Rio Verde/Iguape (58)	24°29'/47°15'	1	9	5,0	p	0,10	243	33
re8 [#]	Chauás (solo turfoso)/Iguape (59)	24°46'/47°39'	9	11	6,3	p	0,15	429	22
re9	Chauás (solo arenoso)/Iguape (59)	24°46'/47°39'	9	11	6,3	p	0,15	286	50
re10 [#]	Campina (solo turfoso profundo)/Pariquera-Açu (52)	24°40'/47°48'	1	24	4,8	p	0,20	546	5
re11	Campina (solo turfoso raso)/Pariquera-Açu (52)	24°40'/47°48'	1	24	4,8	p	0,30	518	45

* Referências: 1. Torres *et al.* 1994, 2. Ivanauskas *et al.* 1997, 3. Ivanauskas & Rodrigues 2000, 4. Toledo-Filho *et al.* 1998, 5. Toledo-Filho *et al.* 2000, 6. Vincent 1997, 7. Cielo-Filho 2001, 8. Gandolfi 2000, 9. Matthes 1980, 10. Gibbs *et al.* 1980, 11. Bertoni 1984, 12. Vieira *et al.* 1989, 13. Martins 1991, 14. Bertoni *et al.* 1988, 15. Catharino 1989, 16. Tabanez *et al.* 1997, 17. Silva & Soares 2002, 18. Kotchetkoff-Henriques & Joly 1994, 19. Figueiredo 1993, 20. Pinto 1989, 21. Rozza 1997, 22. Ivanauskas *et al.* 1999, 23. Rodrigues 1991, 24. Cavassan *et al.* 1984, 25. Durigan *et al.* 2000, 26. Franco 2002, 27. Durigan 1994, 28. Schlittler 1990, 29. Assis 1999, 30. Sánchez-Lacerda 2001, 31. Silva & Leitão-Filho 1982, 32. Mantovani *et al.* 1990, 33. Silva 1989, 34. Tomasulo 1995, 35. Grombone *et al.* 1990, 36. Leitão-Filho 1993, 37. Gandolfi 1991, 38. Baitello *et al.* 1993, 39. Natri *et al.* 1992, 40. Gomes 1998, 41. Vuono 1985, 42. Knobel 1995, 43. Aragaki & Mantovani 1994, 44. Dislich *et al.* 2001, 45. Arzolla 2002, 46. Cardoso-Leite 2000, 47. Rodrigues *et al.* 1989, 48. Cardoso-Leite 1995, 49. Oliveira 1999, 50. Melo *et al.* 2001, 51. Mantovani 1993, 52. Sztutman & Rodrigues 2002, 53. Ivanauskas 1997, 54. Melo 2000, 55. Dias *et al.* 2000, 56. Almeida-Scabbia 1996, 57. Cesar & Monteiro 1995, 58. Carvalhaes 1997, 59. Ramos-Neto 1993 (Apêndice B, no final da tese).

[#] Amostras “outliers” na análise de ordenação.

Tabela 1.3. Coeficientes de correlação de Pearson (r^2) e de postos de Kendall (τ) entre os três primeiros eixos da DCA e as variáveis exploratórias. Valores $> 0,2$ estão destacados em negrito.

	Eixo 1			Eixo 2			Eixo 3		
	r	r^2	τ	r	r^2	τ	r	r^2	τ
Latitude	-0,802	0,643	-0,579	-0,179	0,032	-0,144	-0,041	0,002	-0,002
Longitude	0,591	0,349	0,488	0,225	0,050	0,173	-0,126	0,016	-0,089
Altitude	0,270	0,073	0,054	-0,317	0,100	-0,234	0,169	0,029	0,096
Distância do oceano	0,784	0,615	0,670	0,263	0,069	0,162	-0,067	0,004	-0,038
Número de espécies	-0,295	0,087	-0,166	-0,167	0,028	-0,057	-0,381	0,145	-0,250
Número de indivíduos	0,056	0,003	0,059	0,207	0,043	0,156	-0,231	0,054	-0,158

Tabela 1.4. Espécies com valor indicador (VI) significativo ($p < 0,01$) e maior que 25% da perfeita indicação, associadas aos grupos do primeiro (FO e FE) e segundo (FO.1, FO.2, FE.1 e FE.2) nível da classificação TWINSpan. As espécies estão apresentadas em ordem decrescente do VI (valores entre parênteses) e aquelas que apresentaram VI máximo nestes níveis estão destacadas em negrito.

FO - *Guapira opposita* (77,0), *Euterpe edulis* (65,2), *Pera glabrata* (60,0), *Alchornea triplinervia* (60,0), *Hieronyma alchorneoides* (57,1), *Guarea macrophylla* (53,4), *Cupania oblongifolia* (52,5), *Heisteria silvianii* (46,4), *Sloanea guianensis* (44,6), *Mollinedia schottiana* (41,1), *Hirtella hebeclada* (40,5), *Maytenus robusta* (40,5), *Ecclinusa ramiflora* (39,3), *Nectandra oppositifolia* (39,2), *Amaioua guianensis* (38,0), *Clethra scabra* (37,1), *Eugenia cerasiflora* (37,0), *Garcinia gardneriana* (35,7), *Aniba firmula* (35,0), *Marlierea obscura* (33,9), *Myrcia pubipetala* (33,9), *Andira fraxinifolia* (33,5), *Guatteria australis* (32,1), *Didymopanax angustissimum* (31,9), *Virola bicuhyba* (31,7), *Inga sessilis* (30,8), *Didymopanax calvum* (30,7), *Marlierea tomentosa* (30,4), *Calyptanthus grandifolia* (30,4), *Myrsine coriacea* (28,9), *Ocotea dispersa* (28,6), *Malouetia cestroides* (28,6), *Rollinia sericea* (28,3), *Vochysia magnifica* (27,4), *Jacaranda puberula* (26,8), *Chrysophyllum flexuosum* (26,8), *Eugenia oblongata* (26,8), *Sclerolobium denudatum* (26,8).

FE - *Aspidosperma polyneuron* (79,0), *Holocalyx balansae* (76,7), *Astronium graveolens* (69,8), *Trichilia catigua* (69,0), *Chrysophyllum gonocarpum* (68,7), *Machaerium stipitatum* (67,8), *Metrodorea nigra* (67,3), *Acacia polyphylla* (62,7), *Centrolobium tomentosum* (60,5), *Casearia gossypiosperma* (60,0), *Croton floribundus* (59,4), *Cariniana estrellensis* (59,2), *Trichilia pallida* (55,2), *Trichilia clausenii* (53,5), *Savia dictyocarpa* (45,7), *Ceiba speciosa* (44,6), *Urera baccifera* (44,2), *Diatenopteryx sorbifolia* (44,2), *Cedrela fissilis* (44,1), *Nectandra megapotamica* (43,2), *Campomanesia guazumifolia* (42,7), *Gallsia integrifolia* (41,9), *Alchornea glandulosa* (41,5), *Piptadenia gonocantha* (41,0), *Allophylus edulis* (39,6), *Balfourodendron riedelianum* (39,5), *Jacaratia spinosa* (39,3), *Duguetia lanceolata* (38,8), *Copaifera langsdorffii* (37,5), *Esenbeckia febrifuga* (37,5), *Aspidosperma cylindrocarpum* (37,2), *Trichilia elegans* (37,2), *Zeyheria tuberculosa* (37,2), *Mollinedia widgrenii* (34,9), *Protium heptaphyllum* (33,6), *Patagonula americana* (32,6), *Luehea divaricata* (32,6), *Galipea jasminiflora* (32,6), *Sebastiania klotzschiana* (32,2), *Actinostemon klotzschii* (31,8), *Maclura tinctoria* (30,0), *Pisonia ambigua* (29,8), *Guarea guidonea* (28,8), *Lonchocarpus cultratus* (28,6), *Trema micrantha* (28,2), *Aspidosperma ramiflorum* (27,9), *Rhamnidium elaeocarpum* (27,9), *Zanthoxylum monogynum* (27,9), *Peltophorium dubium* (27,9), *Platycium regnellii* (27,9), *Cariniana legalis* (27,8), *Piper amalago* (27,3), *Campomanesia xanthocarpa* (27,2), *Coutarea hexandra* (26,7), *Guarea kunthiana* (25,6), *Aloysia virgata* (25,6), *Actinostemon concolor* (25,2), *Inga striata* (25,2).

FO.1 - *Sloanea guianensis* (76,1), *Marlierea obscura* (73,1), *Mollinedia schottiana* (69,6), *Garcinia gardneriana* (68,2), *Marlierea tomentosa* (65,4), *Euterpe edulis* (63,9), *Hieronyma alchorneoides* (59,9), *Virola bicuhyba* (58,3), *Chrysophyllum flexuosum* (57,7), *Astrocaryum aculeatissimum* (53,8), *Gomidesia spectabilis* (53,8), *Eugenia oblongata* (53,1), *Ocotea dispersa* (51,7), *Guatteria australis* (49,9), *Pterocarpus rohrii* (48,3), *Pourouma guianensis* (42,3), *Jacaranda puberula* (40,7), *Ecclinusa ramiflora* (40,6), *Hirtella hebeclada* (39,7), *Rustia formosa* (38,5), *Tetrastylidium grandifolium* (38,5), *Eugenia subavenia* (38,5), *Calyptanthus grandifolia* (38,4), *Myrceugenia myrcioides* (37,7), *Trichilia silvatica* (37,6), *Syagrus pseudococos* (36,9), *Coussapoa microcarpa* (35,9), *Eriotheca pentaphylla* (35,4), *Inga edulis* (35,3), *Pouteria psammophila* (34,6), *Xylopia langsdorfiana* (34,6), *Ouratea parviflora* (34,6), *Myrcia pubipetala* (34,3), *Psychotria nuda* (30,8), *Eugenia neolanceolata* (30,8), *Swartzia simplex* (30,8), *Cyathea corcovadensis* (30,8), *Parinari excelsa* (30,8), *Gomidesia anacardiifolia* (30,8), *Inga capitata* (30,8), *Myrsine comb. nova* (30,8), *Miconia rigidiuscula* (29,8), *Eugenia cuprea* (26,9), *Psychotria mapourioides* (26,9), *Gomidesia tijucensis* (26,9), *Eugenia multicostata* (26,9), *Brosimum guianense* (26,9), *Calyptanthus lanceolata* (26,9), *Calyptanthus strigipes* (26,9), *Ficus gomelleira* (26,9), *Pausandra morisiana* (26,9), *Tibouchina pulchra* (26).

Continua

Tabela 1.4 (Continuação)

FO.2 - *Guapira opposita* (48,0), *Vochysia magnifica* (44,8), *Alchornea triplinervia* (44,7), *Clethra scabra* (43,2), *Psychotria sessilis* (42,5), *Myrcia rostrata* (42,1), *Myrsine umbellata* (35,5), *Inga sessilis* (30,0), *Protium widgrenii* (28,7), *Gordonia fruticosa* (28,7), *Alchornea sidifolia* (28,7), *Miconia inconspicua* (26,7), *Solanum rufescens* (26,7).

FE.1 - *Campomanesia guazumifolia* (64,9), *Casearia sylvestris* (62,5), *Cassia ferruginea* (51,6), *Jacaranda micrantha* (51,0), *Prunus sellowii* (47,2), *Maytenus aquifolium* (47,0), *Cariniana estrellensis* (46,9), *Guettarda viburnoides* (46,3), *Maytenus salicifolia* (44,3), *Casearia obliqua* (42,7), *Connarus regnellii* (39,8), *Cryptocarya aschersoniana* (37,6), *Machaerium villosum* (36,8), *Rollinia sylvatica* (36,5), *Ocotea corymbosa* (35,4), *Mollinedia argyrogyna* (35,3), *Piptadenia gonoacantha* (34,7), *Rudgea jasminoides* (33,2), *Seguiera floribunda* (32,9), *Platymiscium floribundum* (32,4), *Maytenus evonymoides* (30,8), *Siparuna guianensis* (29,7), *Terminalia triflora* (29,5), *Sebastiania brasiliensis* (29,4), *Qualea jundiahy* (28,4), *Zanthoxylum caribaeum* (27,4), *Xylosma pseudosalzmannii* (25,1).

FE.2 - *Holocalyx balansae* (86,0), *Metrodorea nigra* (84,9), *Aspidosperma polyneuron* (82,2), *Trichilia catigua* (77,0), *Astronium graveolens* (74,9), *Casearia gossypiosperma* (71,9), *Trichilia claussoni* (67,6), *Urera baccifera* (55,9), *Diatenopteryx sorbifolia* (55,9), *Centrolobium tomentosum* (54,7), *Acacia polyphylla* (54,4), *Savia dictyocarpa* (54,0), *Gallesia integrifolia* (52,9), *Machaerium stipitatum* (52,7), *Chrysophyllum gonocarpum* (52,0), *Balfourodendron riedelianum* (50,0), *Ceiba speciosa* (49,8), *Duguetia lanceolata* (48,7), *Aspidosperma cylindrocarpum* (42,4), *Galipea jasminiflora* (41,2), *Jacaratia spinosa* (39,8), *Maclura tinctoria* (37,7), *Patagonula americana* (36,2), *Aspidosperma ramiflorum* (35,3), *Rhamnidium elaeocarpum* (35,3), *Lonchocarpus cultratus* (34,9), *Nectandra megapota mica* (33,2), *Cariniana legalis* (32,9), *Guarea kunthiana* (32,4), *Trichilia elegans* (31,9), *Zanthoxylum monogynum* (31,5), *Inga striata* (29,9), *Zanthoxylum acuminatum* (29,4), *Didymopanax morototoni* (26,5), *Parapiptadenia rigida* (26,5), *Sweetia fruticosa* (26,5).

Tabela 1.5. Espécies com valor indicador (VI) significativo ($p < 0,01$) e maior que 25% da perfeita indicação, associadas aos 11 grupos finais da classificação TWINSpan. Valores separados por barra correspondem à abundância relativa da espécie (abundância média no grupo / abundância média em todas as amostras), à esquerda, e à constância relativa (fração das amostras do grupo onde a espécie está presente), à direita. Os valores sombreados correspondem aos máximos que resultaram no cálculo dos VIs das espécies nos respectivos grupos. Espécies grifadas foram exclusivas do grupo e as destacadas em negrito apresentaram VI maior em níveis superiores.

Espécie	VI	1	2	3	4 [#]	5	6	7	8	9	10	11
Grupo 1												
<i>Myrcia acuminatissima</i>	83,3	100/83										
<i>Guatteria australis</i>	72,1	86/83	7/43	3/46	3/20							
<i>Pera glabrata</i>	66,0	66/100		10/69	13/85	5/29	3/33		3/80	0/13		
<i>Jacaranda puberula</i>	56,7	85/67	5/14	8/46	1/20							
<i>Lacistema pubescens</i>	55,7	84/67		16/8								
<i>Psidium cattleianum</i>	54,4	65/83			0/5	35/57						
<i>Myrcia multiflora</i>	51,7	78/67		7/31	12/15						3/14	
<i>Andira fraxinifolia</i>	50,9	51/100	8/57	1/23	3/20	26/57			11/60	0/4		
<i>Miconia prasina</i>	50,0	100/50										
<i>Gomidesia schaueriana</i>	49,3	99/50		1/15								
<i>Miconia rigidiuscula</i>	42,3	63/67	24/29	5/23					7/20			
<i>Nectandra oppositifolia</i> *	40,4	40/100	2/14	2/38	10/65	15/57		24/100	5/40	2/26		
<i>Miconia rubiginosa</i> *	33,3	100/33										
Grupo 2												
<i>Mollinedia schottiana</i>	74,8	6/33	75/100	16/77	2/15	2/14						
<i>Bathysa mendoncae</i>	71,4		100/71									
<i>Psychotria nuda</i>	65,0		91/71	9/23								
<i>Ocotea dispersa</i>	58,6		68/86	30/62	2/10							
<i>Rudgea vellerea</i>	57,1		100/57									
<i>Quararibea turbinata</i>	56,8		99/57	1/8								
<i>Eugenia prasina</i>	55,8		98/57	2/8								
<i>Sorocea hilarii</i>	54,4	2/17	95/57	3/8								
<i>Stylogine laevigata</i>	54,3		95/57	4/15						1/4		
<i>Coussarea nodosa</i>	53,8		94/57	6/15								
<i>Eugenia neolanceolata</i>	52,3	2/17	92/57	7/23								
<i>Rustia formosa</i>	50,4		70/71	30/38								
<i>Eugenia santensis</i>	49,5		87/57		13/5							
<i>Chrysophyllum flexuosum</i>	43,3		50/86	50/69								
<i>Cordia taguahyensis</i> *	42,9		100/43									
<i>Salacia mosenii</i> *	42,9		100/43									
<i>Virola bicuhyba</i>	41,8	0/17	59/71	37/77	1/10			4/33				
<i>Coussarea porophylla</i> *	35,2		82/43	18/8								
Grupo 3												
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	75,5			98/77					2/20			
<i>Heisteria silvianii</i>	61,8	2/17	3/14	67/92	20/45	9/43						

Tabela 1.5 (Continuação)

Espécie	VI	1	2	3	4 [#]	5	6	7	8	9	10	11
<i>Cyathea corcovadensis</i>	61,5			100/62								
<i>Parinari excelsa</i>	61,5			100/62								
<i>Pourouma guianensis</i>	56,6		18/29	82/69								
<i>Psychotria mapourioides</i>	53,8			100/54								
<i>Eugenia cuprea</i>	53,8			100/54								
<i>Ecclinusa ramiflora</i>	48,7		19/57	63/77	18/40							
<i>Garcinia gardneriana</i>	46,8	21/50	22/57	55/85	1/10							
<i>Eugenia neoglomerata*</i>	46,2			100/46								
<i>Vantanea compacta*</i>	46,2			100/46								
<i>Eugenia oblongata</i>	46,1	5/17	28/57	67/69	1/5							
Grupo 5												
<i>Maytenus boaria</i>	85,7					100/86						
<i>Miconia inconspicua</i>	84,6				1/10	99/86						
<i>Tovomitopsis saldanhae</i>	81,4			2/8		95/86			3/20			
<i>Cecropia hololeuca</i>	74,8				6/10	87/86				6/9		
<i>Myrceugenia campestris</i>	69,3			1/15	2/10	97/71						
<i>Allophylus semidentatus</i>	68,5					96/71					4/14	
<i>Psychotria sessilis</i>	65,2				19/40	76/86			5/20	0/4		
<i>Vochysia magnifica</i>	65,1			0/8	12/35	65/100	18/33		5/40			
<i>Eugenia blastantha</i>	60,0				7/10	70/86		11/67		13/26		
<i>Meliosma itatiaiae</i>	57,1					100/57						
<i>Cestrum strigillatum</i>	57,1					100/57						
<i>Vochysia schwackeana</i>	57,1					100/57						
<i>Gordonia fruticosa</i>	55,4			2/8	6/15	78/71	14/33					
<i>Myrcia guianensis</i>	55,3				3/5	97/57						
<i>Cyathea delgadii</i>	54,5			5/23	19/10	76/71						
<i>Geonoma schottiana</i>	51,4	9/17			2/5	90/57						
<i>Malouetia cestroides</i>	51,2	8/17	2/14	19/69		72/71						
<i>Protium widgrenii</i>	50,9			3/23	15/30	71/71			11/40			
<i>Vitex sellowiana*</i>	42,9					100/43						
Grupo 6												
<i>Alibertia longiflora</i>	100,0						100/100					
<i>Humiriastrum glaziovii</i>	100,0						100/100					
<i>Ocotea porosa</i>	99,7			0/8			100/100					
<i>Myrsine gardneriana</i>	98,4			1/8	0/5		98/100					
<i>Ormosia minor</i>	90,6				9/15		91/100					
<i>Myrsine coriacea</i>	77,3	6/50		2/31	7/30	4/29	77/100		1/20		2/14	
<i>Byrsonima variabilis</i>	66,7						100/67					
<i>Eugenia squamiflora</i>	66,7						100/67					
<i>Psychotria estrellana</i>	66,7						100/67					
<i>Chionanthus arborea</i>	61,6			1/8	6/15		92/67					
<i>Ocotea bicolor</i>	59,3			1/8	9/15		89/67			0/4		
<i>Calyptranthes concinna</i>	58,3	4/17		2/8			87/67			6/13		
<i>Byrsonima ligustrifolia</i>	53,6	13/83		5/15	1/10		80/67					
<i>Guapira opposita*</i>	42,9	3/67	14/100	6/92	13/80	10/100	43/100	7/100	3/40	1/43		
Grupo 7												
<i>Seguiera floribunda</i>	99,3							99/100		1/4		
<i>Maytenus evonymoides</i>	96,0			0/15	4/45			96/100				
<i>Pisonia ambigua</i>	92,5			1/8				93/100		7/43		

Tabela 1.5 (Continuação)

Espécie	VI	1	2	3	4 [#]	5	6	7	8	9	10	11
<i>Mollinedia argyrogyna</i>	81,6				12/10			82/100	6/20			
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	80,3		4/29	1/15				80/100	9/20	6/13		
<i>Maytenus salicifolia</i>	75,5				9/20	7/29		75/100	9/40			
<i>Casearia obliqua</i>	68,2			3/31	9/55	3/14		68/100	15/40	1/13		
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	68,0			1/15	26/25			68/100		4/9		
<i>Solanum swartzianum</i>	65,6			0/8	1/20			98/67		0/4		
<i>Cestrum schlechtendalii</i>	65,0							98/67		2/4		
<i>Rudgea jasminoides</i>	61,5		4/14	6/31	8/35		12/33	61/100	3/40	6/17		
<i>Jacaranda micrantha</i>	53,6			2/8	0/5	23/29		54/100	18/60	3/22		
<i>Sessea brasiliensis</i>	53,1			0/8	20/45			80/67				
<i>Licania hoehnei</i>	50,2		12/14	37/38				50/100				
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i>	48,6			3/8	6/5			73/67	11/20	7/13		
<i>Prunus sellowii</i> *	47,5				8/90	10/71	13/67	47/100	18/60	2/22		1/25
<i>Bathysa meridionalis</i> *	47,5		28/43	13/23	12/20			47/100				
<i>Vernonia diffusa</i>	46,8				16/45	4/14		70/67		8/22	2/14	
Grupo 8												
<i>Connarus regnellii</i>	72,9				6/10				91/80	3/4		
<i>Guettarda viburnoides</i>	60,5				10/15	6/14		7/33	76/80	1/9		
<i>Siparuna guianensis</i>	50,0		14/14						83/60	3/9		
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> *	40,0								100/40			
<i>Luetzelburgia auriculata</i> *	40,0								100/40			
<i>Erythroxylum argentinum</i> *	40,0								100/40			
<i>Simira sampaioana</i> *	39,1								98/40	2/4		
Grupo 9												
<i>Trichilia clausseni</i>	71,6									91/78	7/57	1/25
<i>Urera baccifera</i>	50,8									73/70	27/43	
<i>Trichilia catigua</i>*	44,5				1/10	1/14		1/33	3/20	49/91	41/86	4/25
<i>Aspidosperma polyneuron</i>*	44,1			0/8					10/40	46/96	24/86	20/100
Grupo 10												
<i>Guarea guidonea</i>	65,4				2/20				9/40	8/17	76/86	4/25
<i>Cariniana legalis</i>	55,5					20/43				6/26	65/86	10/50
<i>Croton salutaris</i>	54,6				2/10	11/29				11/13	76/71	
<i>Tabebuia vellosi</i>	51,1			2/8						9/4	89/57	
<i>Casearia gossypiosperma</i>	44,7			1/8					0/20	13/65	52/86	33/100
Grupo 11												
<i>Apuleia leiocarpa</i>	100,0											100/100
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	77,2									23/57		77/100
<i>Myrceugenia ovata</i>	75,0											100/75
<i>Nectandra reticulata</i>	75,0											100/75
<i>Neomitranthes obscura</i>	74,9			0/8								100/75
<i>Pilocarpus pennatifolius</i>	74,4									1/9		99/75
<i>Nectandra lanceolata</i>	73,0				3/10							97/75
<i>Celtis iguanaea</i>	71,3									5/4		95/75
<i>Croton urucurana</i>	68,0									0/4	9/43	91/75
<i>Enterolobium contortissilium</i>	62,0				2/5				6/20	10/30		83/75
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	57,8		3/14	6/15	10/15				1/20	1/4	2/14	77/75
<i>Patagonula americana</i>	56,2								2/20	14/35	9/29	75/75

Tabela 1.5 (Continuação)

Espécie	VI	1	2	3	4 [#]	5	6	7	8	9	10	11
<i>Albizia edwallii</i>	53,8									7/4	21/43	72/75
<i>Duguetia lanceolata</i>	52,2				1/10					2/26	45/100	52/100
<i>Endlicheria paniculata</i>	52,2	5/67	4/71	3/62	8/65	7/57		11/67	4/60	5/57	1/14	52/100
<i>Parapiptadenia rigida</i>	50,8									32/26		68/75
<i>Luehea divaricata</i>	50,7				2/10	3/14		10/33	1/20	7/22	27/57	51/100
<i>Nectandra megapotamica</i>	50,1			0/8	1/5			24/100		22/48	2/14	50/100
<i>Myrcia breviramis</i>	50,0											100/50
<i>Anadenanthera falcata</i>	50,0											100/50
<i>Eugenia rostrifolia</i>	50,0											100/50
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	49,8									0/4		100/50
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> *	49,3		1/14	0/8	0/5			7/33	7/40	22/78	12/57	49/100
<i>Cecropia pachystachya</i>	48,8			1/8	8/15			13/33	7/40	7/26		65/75
<i>Didymopanax morototoni</i>	48,1									10/17	26/29	64/75
<i>Actinostemon concolor</i>	47,0			2/15	1/5	7/29		11/67	7/20	10/26		63/75
<i>Holocalyx balansae</i> *	43,8								3/40	29/91	23/86	44/100
Número de amostras		6	7	13	20	7	3	3	5	23	7	4

* Espécies com abundância ou constância inferior a 50% no grupo.

Grupo sem espécies indicadoras.

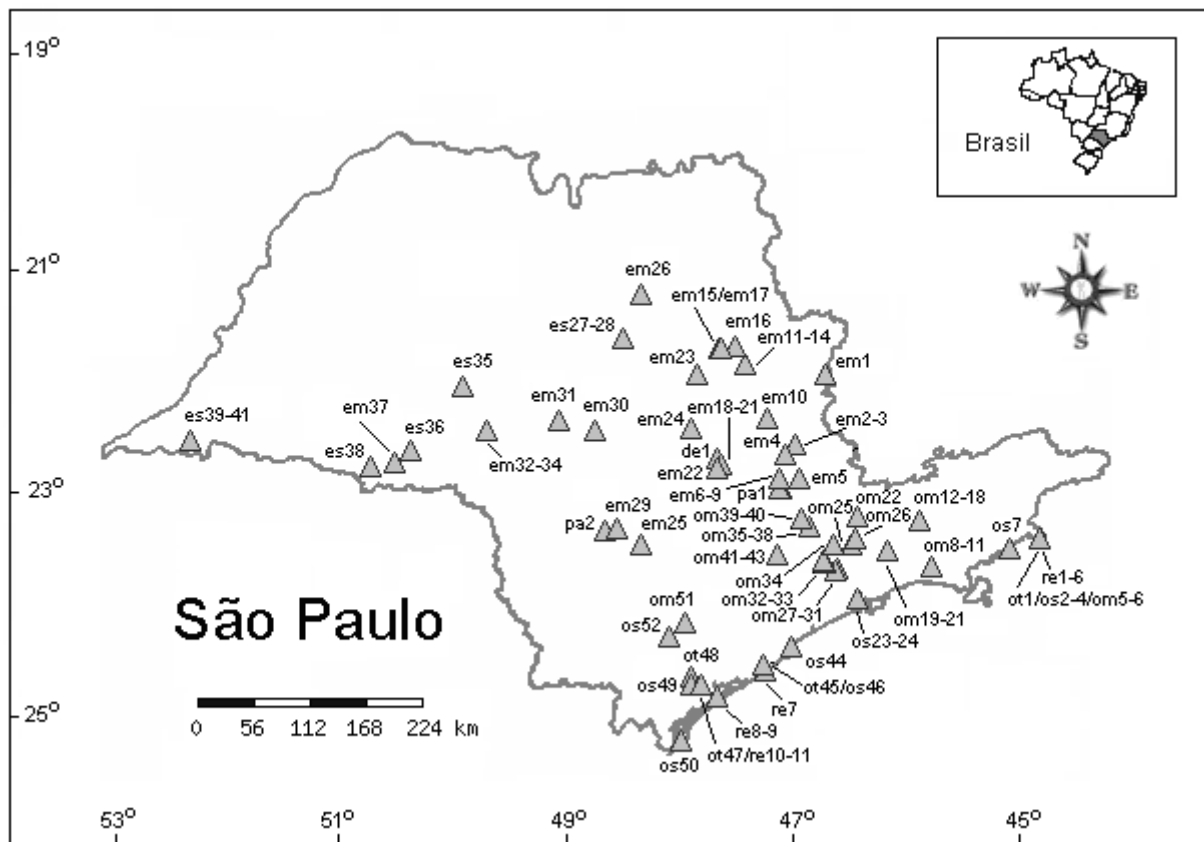


Figura 1.1. Localização das amostras de florestas no estado de São Paulo selecionadas para as análises (mapa gerado na página <http://smlink.cria.org.br>, acessada em 12/11/2005). Informações sobre as amostras encontram-se na tabela 1.2.

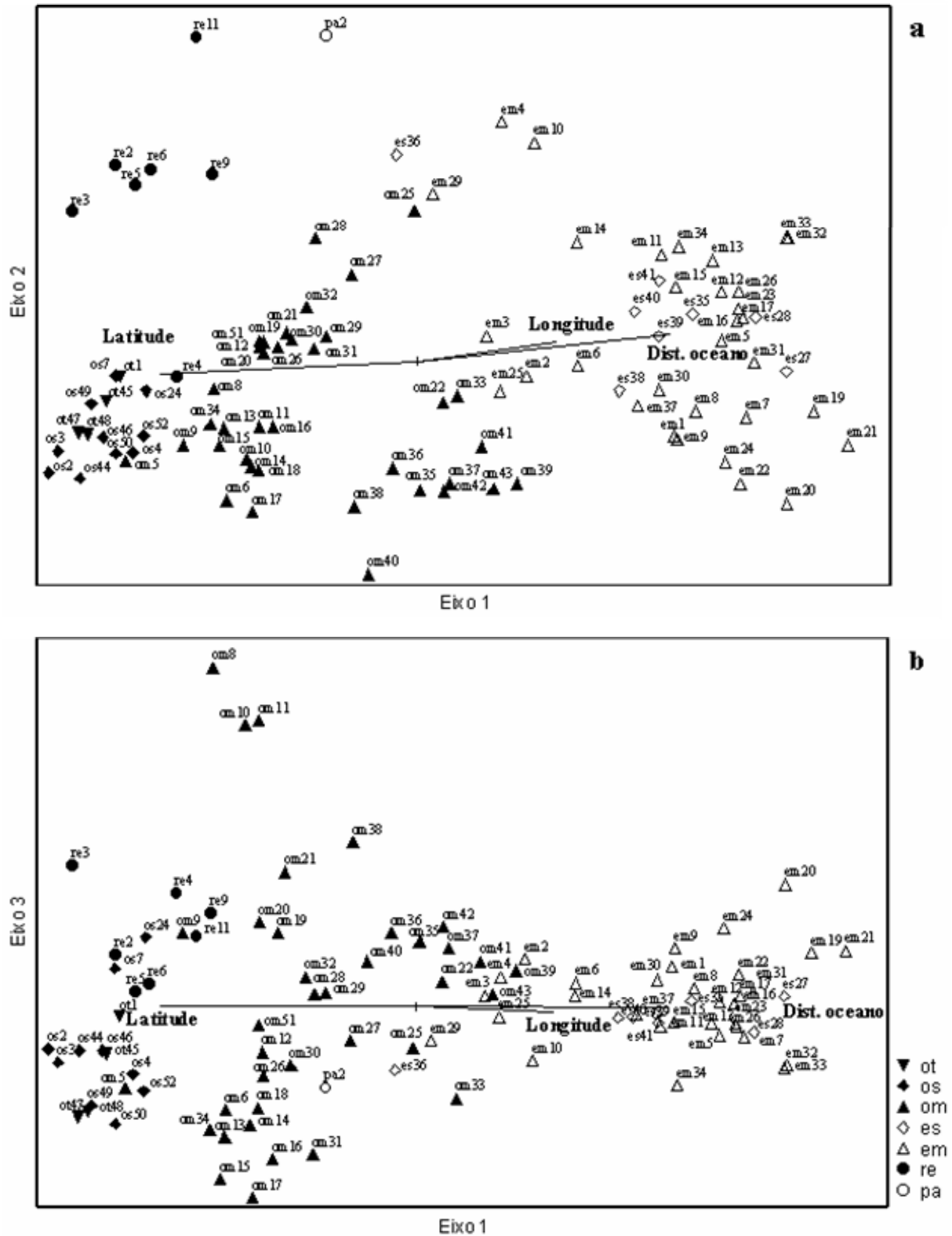


Figura 1.2. Diagramas de ordenação DCA e vetores de correlação com $r^2 > 0,2$. a) eixos 1 e 2. b) eixos 1 e 3. ot: floresta ombrófila densa das terras baixas, os: floresta ombrófila densa submontana, om: floresta ombrófila densa montana, es: floresta estacional semidecídua submontana, em: floresta estacional semidecídua montana, re: floresta de restinga, pa: floresta paludícola.

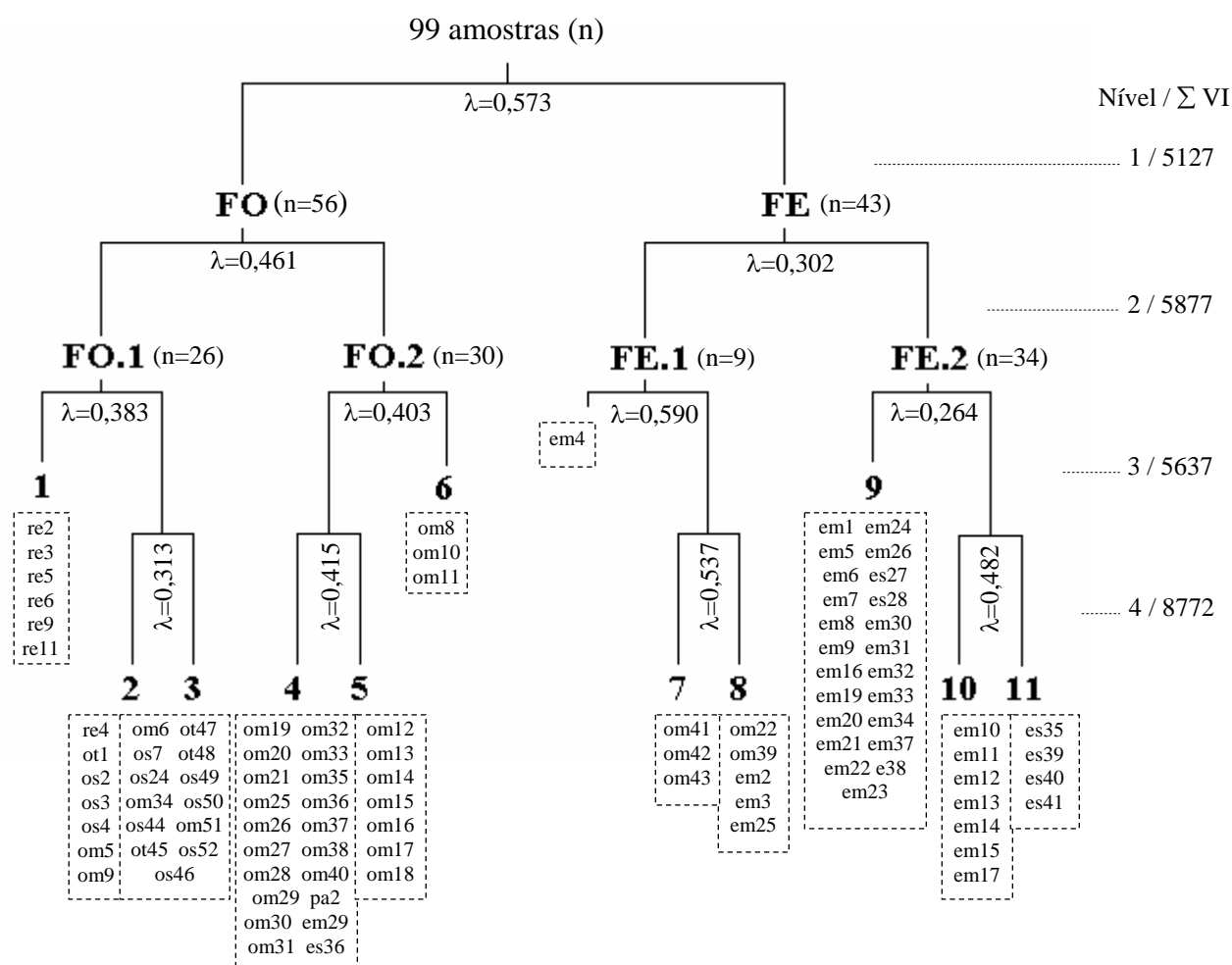


Figura 1.3. Dendrograma com os 11 grupos finais resultantes da classificação TWINSpan e da Análise de Espécies Indicadoras. **n** indica o número de amostras em cada grupo e λ o autovalor de cada divisão. Informações sobre as amostras indicadas pelos códigos encontram-se na tabela 1.2.

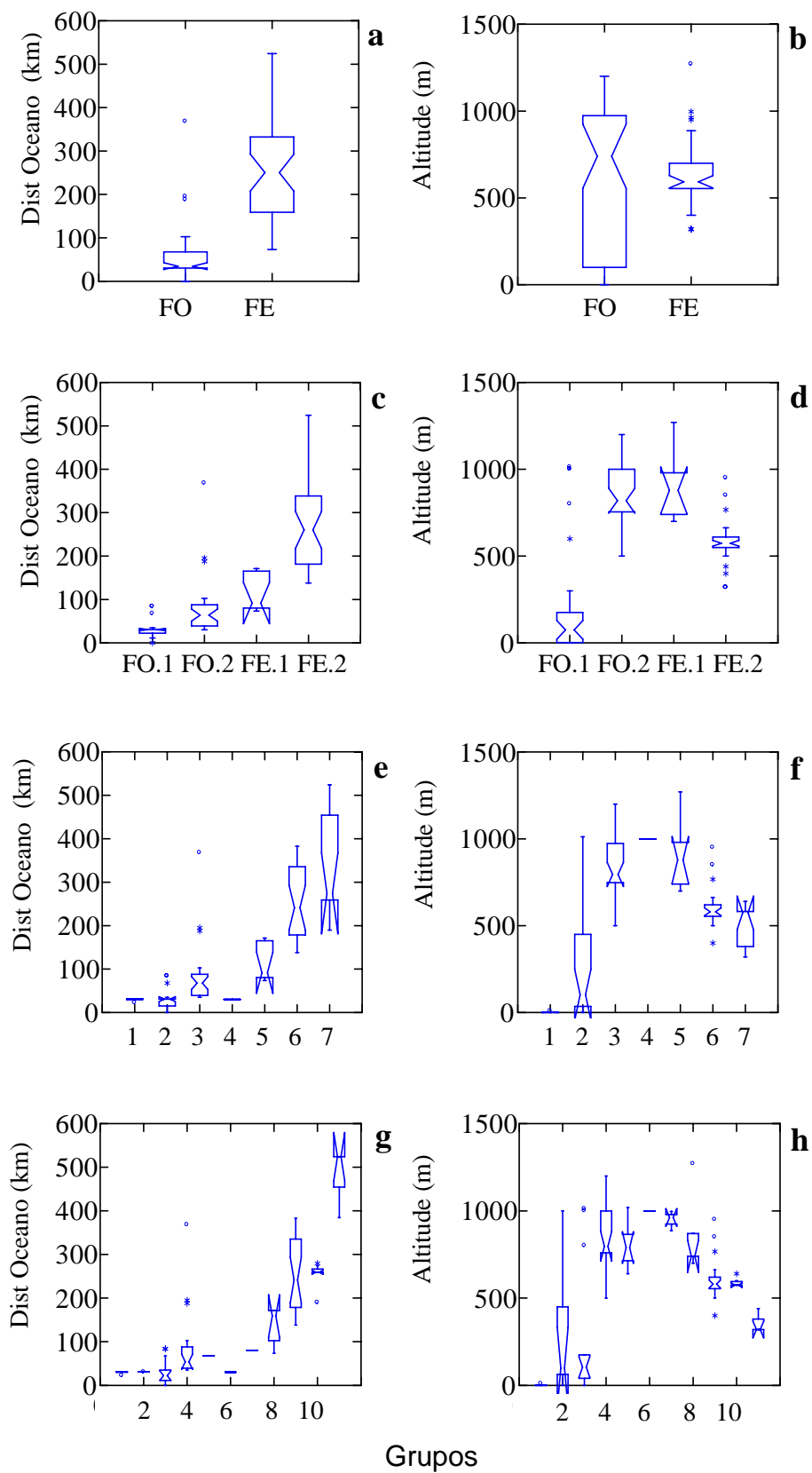


Figura 1.4. Distribuição das medianas de distância do oceano e de altitude das amostras, entre os grupos nos quatro níveis da classificação TWINSpan. a) nível 1, b) nível 2, c) nível 3 e d) nível 4.

CAPÍTULO 2

Abundância e riqueza de famílias arbóreas nas florestas do estado de São Paulo

Resumo. Investigamos a relação entre a composição de famílias arbóreas e variáveis geográficas e climáticas, em 57 sítios de florestas no estado de São Paulo. A partir de dados disponíveis na literatura, padronizamos o tamanho das amostras para 300 árvores, através de simulação Monte Carlo, e as classificamos em tipos florestais (Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecídua, Floresta Decídua, floresta de restinga e floresta paludícola). Para investigar os padrões de variação florística, usamos análises de ordenação indireta (PCA, CA e DCA), considerando a abundância e a riqueza das famílias como descritores das amostras e, para interpretar os eixos da ordenação em relação às variáveis geográficas (latitude, longitude, altitude e distância do oceano) e climáticas (precipitação anual média, índice de perumidade, temperatura anual média e amplitude térmica anual), usamos análise de correlação. Em média, 95 das 300 árvores em cada amostra padronizada eram das famílias Myrtaceae, Leguminosae e Euphorbiaceae, que foram também as mais ricas em espécies e as mais constantes nas amostras. Porém, a contribuição das principais famílias diferiu entre os tipos florestais representados. Nas análises de ordenação, florestas de restinga, paludícolas e decídua foram identificadas como “outliers”, e florestas ombrófilas e semidecíduas foram organizadas em lados opostos do gradiente principal. Myrtaceae e Rubiaceae foram as famílias mais fortemente correlacionadas ao gradiente principal, associadas às florestas ombrófilas que ocorrem mais próximas ao oceano e têm valores mais altos de latitude, precipitação, perumidade e amplitude térmica. Rutaceae, Urticaceae e Leguminosae se correlacionaram ao outro extremo do gradiente, associadas às florestas estacionais semidecíduas. Esses resultados reforçam a importância da restrição hídrica na distribuição da abundância e riqueza de famílias arbóreas no estado de São Paulo.

Introdução

A Mata Atlântica brasileira representa a segunda maior área de floresta tropical da América do Sul. Além de ser um dos ecossistemas mais ameaçados da Terra, a Mata Atlântica destaca-se pelos altos níveis de endemismos de sua flora e fauna (Mori *et al.* 1981, Mori *et al.* 1983, Myers *et al.* 2000). Questões conservacionistas relacionadas à definição do conceito e dos limites do Domínio Atlântico têm estimulado debates e tentativas de compreender os padrões de variação existentes (Joly *et al.* 1999, Oliveira-Filho & Fontes 2000, Scarano 2002). Uma concepção que se vem tornando cada vez mais popular no meio conservacionista e acadêmico baseia-se nas inferidas relações evolutivas e geológicas que caracterizam a área de ocorrência da Mata Atlântica (Joly *et al.* 1999). Nesta concepção, o complexo Mata Atlântica abrange diferentes tipos florestais e formações associadas, como a Floresta Ombrófila Densa Atlântica, a Floresta Ombrófila Mista, a Floresta Ombrófila Aberta, a Floresta Estacional Semidecídua, a Floresta Estacional Decídua, Manguezais, restingas, campos de altitude, florestas úmidas serranas e encaves florestais no nordeste (São Paulo 1997).

Assim como em outras florestas tropicais, a flora e a ecologia das florestas atlânticas permanecem pouco conhecidas (Gentry 1988, Myers *et al.* 2000, Prance 2001). Indicações do controle ambiental sobre padrões de variação florística foram apresentadas por vários estudos em florestas tropicais. Gentry (1988) sugeriu a existência de consistentes e previsíveis mudanças florísticas de florestas neotropicais de terras baixas ao longo de gradientes ambientais, como clima, solo e altitude. Terborgh & Andresen (1998) e ter Steege *et al.* (2000) encontraram substituição de famílias ao longo de gradientes em florestas alagadas e de terra firme da Amazônia e do Escudo das Guianas, que relacionaram a perturbações e condições edáficas. Pyke *et al.* (2001) encontraram claros padrões de variabilidade florística para a floresta no Panamá, relacionados com tendências de precipitação regional, geologia superficial e atributos locais dos solos. Da mesma forma, para as florestas atlânticas, estudos da variação florística têm indicado padrões de substituição de táxons arbóreos ao longo de gradientes relacionados à quantidade e distribuição das chuvas, influenciados em relação ao oceano (Leitão-Filho 1987, Torres *et al.* 1997, Oliveira-Filho & Fontes 2000, Capítulo 1).

Associadas ao relevo predominantemente montanhoso da costa leste do Brasil, as florestas costeiras devem sua ocorrência principalmente ao clima relativamente homogêneo, com

pluviosidade alta e bem distribuída ao longo do ano, mesmo em latitudes que caracteristicamente teriam climas subtropicais. Em direção ao interior, e em certos trechos da costa, o clima se torna estacional, com aumento da intensidade do período seco. Acompanhando as tendências climáticas, as florestas são substituídas gradual ou abruptamente, em certos locais, por vegetação mais aberta, como a caatinga e o cerrado (Oliveira-Filho & Fontes 2000). Dois tipos principais de florestas atlânticas têm sido relacionados às mudanças climáticas que ocorrem no sentido do litoral para o interior: a Floresta Ombrófila Densa Atlântica, ou floresta pluvial, associada à maior umidade do clima nas regiões serranas do litoral; e a Floresta Estacional Semidecídua, ou floresta semidecídua do interior, associada ao clima mais estacional das regiões interioranas, onde prevalecem condições mais homogêneas de solo e relevo (IBGE 1992).

Neste estudo, analisamos a variação da composição arbórea das florestas atlânticas representadas no estado de São Paulo, considerando o nível taxonômico de famílias. O objetivo do estudo foi descrever os padrões de variação florística no estado de São Paulo e identificar os principais táxons relacionados a esses padrões. Apesar de alguns padrões já serem bem definidos, ainda existe pouca informação sobre a contribuição relativa dos principais táxons e de suas semelhanças com outras florestas neotropicais. A abordagem no nível de família visou tornar nossos resultados comparáveis aos de outros estudos em florestas tropicais, além de confirmar o padrão obtido para o nível de espécie apresentado no capítulo 1, o que representaria uma simplificação útil para a interpretação das relações entre variação florística e parâmetros ambientais. Além disso, o nível de família pode ser especialmente útil no caso das florestas atlânticas, para as quais ainda existe grande dificuldade de conseguir a identificação de todas as plantas até o nível de espécie.

Nosso estudo adotou a hipótese de que existe um claro padrão de diferenciação florística determinado pelas diferenças climáticas entre litoral e interior. Para direcionar nossas análises, procuramos responder às seguintes questões: (i) quais são as famílias arbóreas dominantes, em termos de número de indivíduos, ou abundância, e de número de espécies, ou riqueza, considerando o nível de comunidades locais?; (ii) como varia a composição florística com base na abundância e riqueza das famílias?; (iii) há associação do padrão de variação das famílias com variáveis geográficas e climáticas?; e (iv) há correspondência entre os padrões encontrados e aqueles discutidos para outras florestas tropicais?

Material e métodos

Dados florísticos

Os dados analisados foram obtidos de levantamentos quantitativos (fitossociológicos) da vegetação arbórea realizados no estado de São Paulo e disponíveis na literatura até o final do ano de 2002. Visando diminuir a quantidade de ruídos, por tratar-se de diferentes autores, métodos (parcela ou quadrantes) e esforço amostral, foram desconsiderados os levantamentos com DAP (diâmetro do tronco medido na altura do peito) ou DAS (diâmetro medido na altura do solo) mínimo inferior a 4,8 cm. Também desconsideramos os levantamentos que representavam re-amostragem no mesmo local após um intervalo de tempo e aqueles feitos em florestas em estágio inicial de regeneração. Adicionalmente, padronizamos o tamanho das amostras para 300 árvores através de simulação Monte Carlo realizada no programa EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger 2001). Porém, como parte das amostras disponíveis incluía menos de 300 árvores, antes da padronização, somamos aquelas que representavam variações locais da estrutura, desde que fossem de levantamentos realizados pelo mesmo autor, com mesmo método e/ou esforço amostral. Em alguns casos, devido à amplitude da variação altitudinal incluída no levantamento, estabelecemos o limite de 500 m.s.n.m. para somar as amostras separadamente, com base na proposta do IBGE para a separação das formações montanas e submontanas (IBGE 1992).

Para a obtenção das amostras padronizadas com 300 árvores no EcoSim, os dados de entrada foram as listas de morfo-espécies reconhecidas pelos autores e identificadas pelo menos até família e o número correspondente de árvores nas amostras originais ou somadas. Após a padronização, as morfo-espécies das listas geradas foram agrupadas por família, adotando-se os sistemas de classificação de Tryon (1970), para Cyatheaceae, e de Cronquist (1981), para as demais famílias, exceto para Leguminosae (ou Fabaceae), que foi considerada uma família única (Polhill *et al.* 1981) (Tabela A.2 do apêndice no final da tese).

A maioria das amostras consideradas (86%) é representante da Floresta Ombrófila Densa (FO) e da Floresta Estacional Semidecídua (FE), que são tipos florestais de acordo com o sistema de classificação do IBGE (1992, 1993). Segundo o sistema do IBGE, os tipos FE e FO correspondem a duas regiões fito-ecológicas distintas, definidas pela relação da vegetação com o

clima com ou sem uma estação biologicamente seca maior que 60 dias. As florestas ombrófilas ocorrem na região com predomínio de relevos acidentados e altos, que se estende a leste do estado, denominada por Ross & Moroz (1997) de Cinturão Orogênico do Atlântico. O clima nessa região tem precipitação alta e bem distribuída ao longo do ano, devido à influência do oceano, sendo a estação biologicamente seca ausente ou durando até 60 dias. Apesar das intensas perturbações naturais e antrópicas, este é o tipo florestal mais bem conservado no estado, devido, principalmente, às condições de solo e relevo pouco favoráveis à agricultura (São Paulo 2001). As florestas estacionais ocorrem no oeste do estado, na região da Bacia Sedimentar do Paraná (Ross & Moroz (1997), onde predomina o clima é estacional, sendo o verão mais quente e chuvoso que o inverno. Essa região apresenta condições de solo e relevo mais favoráveis à agricultura, o que contribuiu para a rápida devastação, estando a floresta restrita a fragmentos com áreas pequenas e pouco representativas localizadas próximo a centros urbanos (Hueck 1972, Durigan *et al.* 2000).

As demais amostras (14% do total considerado) são representantes de outros três tipos florestais, reconhecidos pelos autores dos respectivos levantamentos, e que foram mantidos com objetivo de comparação: a floresta de restinga (FR), a floresta paludícola (FP) e a floresta decídua (FD). Os tipos FR, FP e FD são definidos principalmente pelas condições edáficas. A floresta de restinga (FR), representada por cinco amostras, ocorre no domínio climático da FO, em áreas da planície litorânea com influência marinha, ou fluvio-marinha, e solo arenoso salino (São Paulo 2001). A floresta paludícola (FP), representada por duas amostras, ocorre no domínio da FE, em áreas de várzeas ou planícies de inundação, nascentes, margens de rios ou lagos, com encharcamento permanente do solo (Torres *et al.* 1994, Ivanauskas *et al.* 1997). A floresta decídua (FD), representada por uma amostra, também ocorre no domínio climático da FE, em áreas calcárias (Ivanauskas & Rodrigues 2000). A localização das amostras no estado de São Paulo está apresentada na figura 2.1 e um resumo de suas características, na tabela 2.1.

Dados ambientais

Para cada amostra, relacionamos variáveis geográficas obtidas do próprio trabalho original ou calculadas, e variáveis climáticas, obtidas de estações meteorológicas próximas às localidades das amostras. As variáveis geográficas foram latitude sul (LS), longitude oeste (LW),

altitude mediana (AM) e distância do oceano (DO). As variáveis climáticas foram temperatura média anual (TA), amplitude térmica anual (AT), calculada como a diferença entre a média do mês mais quente e a média do mês mais frio, precipitação anual (PA) e índice de perumidade (IP) de Walsh (1996). O valor do índice de perumidade para cada localidade resultou da soma de escores atribuídos a cada mês, dependendo de sua média pluviométrica: um mês muito úmido (> 200 mm) recebeu escore +2, um mês úmido (100-200 mm) recebeu escore +1, um mês seco (50-99 mm) -1 e um mês muito seco (< 50 mm) -2. Porém, quando um mês seco ou muito seco foi o primeiro seguindo um mês úmido ou muito úmido, seus escores foram aumentados para -0,5 e -1,5, respectivamente, considerando que a disponibilidade de água no solo poderia ainda ser alta. Segundo Walsh (1996), este sistema permite que duas estações secas curtas tenham um menor impacto do que uma longa; que meses muito secos tenham maior impacto do que meses secos; e que médias mensais muito altas, que são mais efetivas na manutenção de altos níveis de umidade do solo, recebam um peso maior (+2). O índice pode variar de -24 (média de todos os meses menor que 50 mm) a +24 (todas as médias mensais acima de 200 mm), e foi considerado por Walsh (1996) como muito sensível às diferenças no regime de chuvas, estando bem correlacionado com os limites entre diferentes formações de florestas tropicais.

Valores de temperatura são médias calculadas por regressão múltipla a partir das variáveis independentes: latitude, longitude e altitude; e valores de precipitação são médias calculadas, geralmente, para séries de 30 anos, porém, em alguns casos, foram considerados períodos menores, como a série de 18 anos disponível para a Estação C4-107, em Santa Rita do Passa Quatro. Os dados de temperatura, já convertidos em médias, e parte dos dados de precipitação foram disponibilizados pelo Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO) do Instituto Agrônomo de Campinas. Dados de precipitação não disponíveis nesse órgão foram retirados da página do Departamento de Águas e Energia Elétrica / Secretaria de Energia, Recursos Hídricos e Saneamento do estado de São Paulo (DAEE 2004).

Análise dos dados

A partir dos dados simulados de abundância das espécies por família, montamos duas matrizes de família por amostra: uma, considerando o número de árvores (ou abundância) e outra, o número de espécies (ou riqueza) como descritores da importância da família na amostra. Essas

matrizes foram utilizadas para comparar os cinco tipos florestais e para extrair gradientes florísticos. Para comparar os tipos florestais foi considerada a proporção de árvores ou de espécies de cada família em relação ao total da amostra. Os gradientes florísticos foram obtidos através das análises de ordenação indireta PCA (Principal Component Analysis), CA (Correspondence Analysis) e DCA (Detrended Correspondence Analysis), executadas no software PC-ORD 4.0 (McCune & Mefford 1999). Segundo Økland (1996), a ordenação indireta é a opção mais indicada quando o objetivo do estudo for a extração de gradientes florísticos que possam ser interpretados, *a posteriori*, em relação às variáveis ambientais. Neste tipo de análise, o foco é o padrão principal de variação na composição da comunidade, ao passo que na análise direta de gradiente (como, por exemplo, a CCA - Canonical Correspondence Analysis) o foco está restrito à porção da variação da composição que pode ser explicada por um conjunto particular de variáveis ambientais (ter Braak & Prentice 1988).

Para as análises de ordenação, visando diminuir o efeito de famílias pouco representativas (ter Braak 1995), desconsideramos as famílias presentes em menos de cinco amostras e ou registradas com menos de dez indivíduos; e, nas análises CA e DCA, utilizamos a opção “down-weighting rare species” do “default” do PC-ORD 4.0. Nessa opção, a abundância ou a riqueza das famílias com frequência menor que 1/5 da frequência máxima (frequência da família mais comum) é ponderada em proporção à sua frequência. Adicionalmente, submetemos à ordenação mais dois subconjunto de dados, para avaliar a influência de famílias dominantes na obtenção dos eixos. Um, formado pelas famílias mais abundantes (que somaram mais de 70% em cada amostra, na matriz de abundância), e outro, pelas famílias mais ricas (que somaram mais de 70% do número de espécies em cada amostra, na matriz de riqueza). As famílias mais correlacionadas aos eixos da ordenação foram identificadas através do coeficiente de correlação de Kendall (Siegel 1956).

Para avaliar a efetividade da ordenação, ou a porcentagem da variância total explicada pelos eixos da ordenação, adotamos o coeficiente de determinação (r^2) entre a distância euclidiana relativa no espaço da matriz não reduzida e a distância euclidiana no espaço da ordenação, como recomendado por McCune & Mefford (1999). As análises PCA, CA e DCA indicaram resultados semelhantes para o primeiro eixo, porém a PCA e a CA mostraram efeito de arco no segundo ou no terceiro eixo. Portanto, optamos pela DCA para as demais análises e apresentação dos resultados. Os eixos obtidos a partir das diferentes matrizes foram comparados

através do coeficiente de correlação de Pearson (Zar 1999); e a interpretação dos eixos em relação às variáveis geográficas e climáticas foi feita através do coeficiente de correlação de postos de Kendall (Siegel 1956).

Resultados

Abundância e riqueza das famílias

Das 83 famílias registradas nas 57 amostras, 81 foram reamostradas (Tabela A.2 do apêndice no final da tese). Por volta de um terço das árvores de cada amostra pertenciam às famílias Myrtaceae, Leguminosae e Euphorbiaceae, representadas em média por 32,6 ($\pm 29,5$), 32,1 ($\pm 28,4$) e 30,6 ($\pm 27,0$) árvores por amostra, respectivamente. Essas famílias foram duas vezes mais abundantes do que a quarta família mais abundante, Meliaceae, representada por 17,2 ($\pm 23,7$) árvores por amostra. Myrtaceae e Leguminosae foram também as famílias mais ricas em espécies, com média de 9,5 ($\pm 7,0$) e 8,9 ($\pm 3,9$) espécies por amostra, respectivamente. Lauraceae foi a terceira família mais rica, com média de 5,5 ($\pm 3,7$) espécies por amostra e Euphorbiaceae foi a quarta, com 4,4 ($\pm 1,8$) espécies. Essas famílias apresentaram também alta constância, estando presentes em mais de 90% das amostras. Leguminosae e Euphorbiaceae só não foram registradas na floresta de restinga em Pariquera-Açu (ParqR1). Myrtaceae, além da floresta de restinga em Pariquera-Açu, também não foi registrada na floresta paludícola em Campinas (CamP). Lauraceae só não foi registrada na floresta decídua em Piracicaba (PiraD) e na floresta paludícola em Itatinga (ItatP). Meliaceae não foi registrada nas florestas de restinga em Pariquera-Açu (ParqR1, ParqR2), nas florestas estacional e paludícola em Itatinga (ItatE, ItatP) e na floresta ombrófila em São Paulo (Pefi2) (Tabela A.2 do apêndice no final da tese).

No geral, as famílias mais abundantes estavam também entre as mais ricas em cada tipo florestal, considerando a proporção média de árvores e de espécies em relação ao total da amostra (Figura 2.2). Entretanto, houve grande variação na contribuição das famílias entre os tipos florestais. Florestas ombrófilas foram dominadas principalmente por Myrtaceae, que foi a mais abundante em 11 das 24 (45,8%) amostras desse tipo florestal e a mais rica em 17 (70,8%). As demais amostras da FO foram dominadas em abundância por Arecaceae (3 amostras), Rubiaceae

e Melastomataceae (2 amostras) e Lauraceae, Leguminosae, Nyctaginaceae, Celastraceae e Olacaceae (1 amostra); e em riqueza, por Leguminosae (5 amostras) e Lauraceae (2 amostras). Myrtaceae foi também a família mais abundante e rica em três das cinco amostras da floresta de restinga; ao passo que as outras duas amostras da FR foram dominadas em abundância por Clusiaceae e Theaceae, e em riqueza por Myrtaceae e Aquifoliaceae.

Diferindo das florestas ombrófilas e de restinga, florestas semidecíduas foram dominadas principalmente por Leguminosae, que foi a mais abundante em 8 (32%) das 25 amostras e a mais rica em 22 (88%). As demais amostras da Floresta Semidecídua foram dominadas em abundância por Euphorbiaceae (7 amostras), Rutaceae (5), Meliaceae (3), Myrtaceae (1) e Sapindaceae (1); e em riqueza, por Myrtaceae (3 amostras). Leguminosae foi também a mais rica, juntamente com Moraceae, em uma das duas amostras da floresta paludícola, na qual Clusiaceae foi a mais abundante. Myrtaceae, juntamente com Euphorbiaceae, foi a mais rica na outra amostra da floresta paludícola, na qual Burseraceae foi a mais abundante. Myrtaceae e Leguminosae foram dominantes em abundância e riqueza, respectivamente, na única amostra da floresta decídua.

Além dessas, famílias de maior riqueza e abundância locais, que contribuíram para a peculiaridade florística de cada tipo florestal, foram Arecaceae, Rubiaceae, Nyctaginaceae, Sapotaceae e Melastomataceae, na FO; Rutaceae, Apocynaceae e Urticaceae, na FE; Aquifoliaceae, Theaceae, Clusiaceae e Myrsinaceae, na FR; Clusiaceae, Burseraceae, Styracaceae, na FP; Apocynaceae, Bombacaceae e Cactaceae na FD (Figura 2.2).

Ordenação

Durante a execução das análises de ordenação, foram identificadas seis amostras com desvios padrões elevados ($> 2,0$ pela distância euclidiana relativa), que foram consideradas “outliers” (McCune & Mefford 1999). Cinco destas eram representantes dos tipos florestais FR, FP e FD (ParqR1, IguaR, Camp, ItatP e PiraD) e uma era do tipo FE (Assis), com influência direta de rio e com entorno de Cerrado. A partir dessa constatação, que confirmou a peculiaridade florística dos tipos FR, FP e FD em relação aos tipos FO e FE (Capítulo 1), decidimos excluir das análises as amostras “outliers” e mais três da FR, visando diminuir a variação nos dados.

Com a exclusão dessas amostras, a ordenação foi refeita para uma matriz contendo 48 amostras dos tipos FO e FE, sendo 24 de cada tipo. Florestas ombrófilas (FO) e estacionais

semidecíduas (FE) foram organizadas em lados opostos de um gradiente florístico, que foi reproduzido pelos três métodos utilizados (PCA, CA e DCA, resultados não apresentados) e pelos quatro conjuntos de dados considerados (matrizes totais de abundância e de riqueza e subconjuntos das 23 famílias mais abundantes da matriz de abundância e das 30 mais ricas da matriz de riqueza). A comparação dos eixos da DCA indicou que os eixos principais (eixo 1), obtidos para as quatro matrizes, representaram mais de 50% da variância dos dados e foram altamente correlacionados entre si ($r > 0,9$, $p < 0,001$, Tabela 2.2).

Os eixos 2 e 3 apresentaram autovalores próximos e bem menores em relação ao eixo 1 e explicaram uma porcentagem muito baixa da variância total dos dados ($< 10\%$, Tabela 2.2). Os eixos 2 e 3 não mostraram correlação quando obtidos a partir de matrizes com descritores diferentes (abundância ou riqueza), mas houve correlação quando obtidos a partir de matrizes totais e seus subconjuntos. Portanto, diferentemente do eixo 1, os eixos 2 e 3 indicaram diferenças entre as matrizes de abundância e de riqueza, mas, assim como o eixo 1, não indicaram diferenças significativas entre matrizes totais e seus subconjuntos. A partir desses resultados, consideramos que os subconjuntos das famílias mais abundantes e ricas resumem adequadamente os dados das respectivas matrizes totais e, portanto, apresentamos a seguir somente os resultados referentes a esses subconjuntos.

Tendências climáticas e famílias mais correlacionadas aos eixos da Ordenação DCA

A maioria das variáveis investigadas foi significativamente correlacionada entre si (Tabela 2.3a). Porém, duas tendências principais da variação climática foram definidas pela distância do oceano e pela altitude das amostras. Essas variáveis não mostraram correlação entre si, mas se correlacionaram negativamente com as variáveis climáticas. As variáveis de maior correlação negativa com a distância do oceano foram amplitude térmica anual, precipitação anual e umidade; e a variável de maior correlação negativa com a altitude foi temperatura média anual. Houve ainda correlação significativa entre as variáveis geográficas latitude sul, longitude oeste e distância do oceano, como uma consequência da direção nordeste-sudoeste da linha da costa no estado de São Paulo.

As variáveis mais correlacionadas à distância do oceano foram também as mais correlacionadas ao eixo 1 da ordenação DCA (Tabela 2.3b). Dessa forma, o eixo 1 pode ser

resumido como um gradiente florístico que parte das amostras mais próximas ao oceano e com valores mais altos de latitude, amplitude térmica anual, precipitação e perumidade e segue em direção às amostras mais distantes do oceano e com valores decrescentes de latitude, precipitação, perumidade e amplitude térmica. Entretanto, algumas amostras da FE, mais influenciadas por rios, como Rpeix, ItatE, Pferr, Ipeu, Maril e Tarum, apresentaram escores mais baixos do que seria o esperado pelos valores de distância do oceano, indicando sua maior afinidade com as florestas ombrófilas (Figuras 2.3 e 2.4). Além disso, a maior correlação do eixo 1 com a distância do oceano e a latitude do que com a precipitação anual e o índice de perumidade sugere uma provável interação de outros fatores atuando em função da distância do oceano ou da latitude.

A maioria das famílias dominantes em abundância ou em riqueza foi significativamente correlacionada ao eixo 1 (Tabela 2.4). Famílias diretamente correlacionadas ao eixo 1 e, portanto, associadas à Floresta Estacional, foram Rutaceae, Leguminosae, Meliaceae, Verbenaceae e Apocynaceae, tanto pela abundância quanto pela riqueza; e Urticaceae, Anacardiaceae e Euphorbiaceae, somente pela abundância. Famílias inversamente correlacionadas ao eixo 1 e, portanto, associadas à Floresta Ombrófila Densa, foram Myrtaceae, Rubiaceae, Arecaceae, Monimiaceae, Melastomataceae, Sapotaceae e Celastraceae, tanto pela abundância quanto pela riqueza; Nyctaginaceae somente pela abundância; e Chrysobalanaceae, Lauraceae, Clusiaceae, Aquifoliaceae, Symplocaceae, Proteaceae, Myrsinaceae e Sapindaceae, somente pela riqueza.

Os eixos 2 e 3 foram mais fracamente correlacionados com as variáveis examinadas (Tabela 2.3b). Para a matriz de abundância, o eixo 2 da ordenação indicou maior dispersão das amostras da FE (Figura 2.3a) e apresentou fraca correlação direta com a amplitude térmica e inversa com a distância do oceano. Monimiaceae, Arecaceae e Moraceae foram diretamente correlacionadas ao eixo 2, em oposição a Euphorbiaceae, Anacardiaceae, Rutaceae, Apocynaceae e Annonaceae, inversamente correlacionadas. O eixo 3 indicou maior dispersão das amostras da FO (Figura 2.3b) e foi inversamente correlacionado à amplitude térmica, índice de perumidade e precipitação anual. Flacourtiaceae, Anacardiaceae, Leguminosae e Myrsinaceae foram diretamente correlacionadas ao eixo 3 e, portanto, aumentaram sua abundância e riqueza com a diminuição dessas variáveis. Arecaceae, Myrtaceae, Monimiaceae e Moraceae foram inversamente correlacionadas ao eixo 3, aumentando sua abundância e riqueza com o aumento daquelas variáveis.

Para a matriz de riqueza, os eixos 2 e 3 indicaram maior dispersão das amostras da Floresta Ombrófila (Figura 2.4a e b). O eixo 2 foi diretamente correlacionado à altitude e inversamente à temperatura e longitude (Tabela 2.3b). Asteraceae, Solanaceae, Vochysiaceae, Celastraceae, Sapindaceae, Myrsinaceae, Symplocaceae, Melastomataceae, Euphorbiaceae, Annonaceae e Verbenaceae foram diretamente correlacionadas com o eixo 2 e, portanto, aumentaram o número de espécies com o aumento da altitude. Ao contrário, Arecaceae, Sapotaceae, Monimiaceae e Bignoniaceae foram fraca e inversamente correlacionadas ao eixo 2, aumentando o número de espécies com a diminuição da altitude. O eixo 3 foi fraca e diretamente correlacionado somente à longitude. As famílias Aquifoliaceae e Symplocaceae foram diretamente correlacionadas ao eixo, em oposição a Melastomataceae, Arecaceae, Apocynaceae, Verbenaceae e Rubiaceae, inversamente correlacionadas.

Discussão

Composição florística

De um total de 140 famílias representadas nos Neotrópicos (ter Steege *et al.* 2000), mais da metade (83 famílias) foi registrada nas amostras de florestas no estado de São Paulo. Porém, apenas três famílias (Myrtaceae, Leguminosae e Euphorbiaceae) concentraram cerca de um terço das árvores com diâmetro do tronco igual ou superior a 5 cm. Oito famílias dentre as dez mais abundantes estavam também entre as dez mais ricas em espécies, considerando o número médio de árvores ou de espécies em relação ao total da amostra (Figura 2.2). Em comparação com os dados apresentados por Gentry (1993), sete das famílias mais ricas nas florestas no estado de São Paulo estão entre as 11 famílias mais ricas em amostras de 0,1 ha de florestas neotropicais de terras baixas, sendo estas: Leguminosae, Lauraceae, Annonaceae, Rubiaceae, Sapotaceae, Meliaceae e Euphorbiaceae. A dominância florística de poucas famílias nas florestas analisadas parece confirmar a sugestão de que florestas tropicais têm floras de famílias similares (Gentry 1988, 1993).

Entretanto, outras famílias que também se destacaram entre as dez mais ricas e abundantes nas florestas em São Paulo, mas com pouco destaque nos estudos acima, foram

Myrtaceae, Rutaceae e Sapindaceae. Nos dados apresentados por Gentry (1993), abrangendo florestas tropicais da América do Sul, África e Madagascar, Myrtaceae teve destaque na floresta atlântica em Linhares (ES) e na floresta de Madagascar; Sapindaceae foi mais abundante na África; e Rutaceae não figura entre as mais ricas e/ou abundantes em nenhuma daquelas florestas. Outros autores destacaram a importância de Myrtaceae nas florestas do sul do Brasil (Klein 1983) e nas florestas com araucária (Los 2004), caracterizadas por alta umidade e temperaturas mais baixas, onde a família ocupa principalmente a submata.

Gentry (1993) destacou a dominância de Leguminosae nos Neotrópicos, onde foi a mais rica em 77% dos locais. No estado de São Paulo, Leguminosae dominou em riqueza e em abundância principalmente as florestas estacionais, sendo a família mais rica em 88% das amostras da FE e a mais abundante em 32%; ao passo que Myrtaceae dominou as florestas ombrófilas, sendo a mais rica em 71% das amostras da FO e a mais abundante em 46%. Esses dados confirmam a importância de Myrtaceae nas florestas pluviais atlânticas, conforme foi apontado por Mori *et al.* (1983). A partir de dados obtidos para a floresta atlântica no sul da Bahia, esses autores sugeriram que a floresta pluvial do Brasil representaria um centro de diversidade da família, a partir do qual suas espécies teriam invadido outros habitats via vegetação ribeirinha exposta a inundação periódica, na qual Myrtaceae seria ecologicamente dominante.

Controle ambiental da composição florística

Nossos resultados indicaram a ocorrência de um gradiente florístico consistente para a abundância e a riqueza das famílias nas amostras. As mesmas tendências gerais foram encontradas na ordenação das espécies (Capítulo 1), porém com uma taxa mais alta de substituição ao longo do gradiente principal. O gradiente principal contrapôs florestas ombrófilas e florestas estacionais semidecíduas e foi relacionado principalmente à latitude e à distância do oceano. Por sua vez, essas variáveis foram relacionadas às principais variações climáticas encontradas no estado, como total de chuvas e índice de perumidade, que expressa a distribuição de chuvas durante o ano.

O controle exercido por fatores como precipitação anual e perumidade sobre a variação florística é consistente com a idéia do efeito restritivo da disponibilidade hídrica sobre a

distribuição de árvores de florestas tropicais (Gentry 1993, Oliveira-Filho & Fontes 2000). A importância de tais fatores parece explicar também a maior afinidade de algumas amostras da Floresta Estacional Semidecídua (Rpeix, ItatE, MogG, Pferr, Ipeu, Maril e Tarum) com a Floresta Ombrófila Densa, contrariando o que seria esperado pela relação com a distância do oceano. Como aquelas amostras da FE apresentam em comum a influência de rios, é provável que a maior umidade do solo atue como um modificador das tendências climáticas mais gerais no controle da composição florística. Entretanto, essa relação foi mais aparente considerando o nível de família que o de espécies (Capítulo 1). Dessa forma, a seleção por habitats mais úmidos parece se refletir mais no nível de famílias. Gentry (1988) sugeriu que talvez os nichos sejam repartidos entre famílias e que a maior taxa de substituição das espécies responda mais por fatores estocásticos, o que levaria à coexistência de espécies da mesma família com requerimentos similares.

Vários autores destacaram a importância de florestas ribeirinhas como pontes de ligação florística entre as florestas pluviais amazônicas e atlânticas e de conexão destas com formações estacionais mais abertas, como as florestas semidecíduas, decíduas e os cerradões (Rizzini 1979, Mori *et al.* 1983, Leitão-Filho 1987, Oliveira-Filho & Ratter 1995), ou com a floresta de restinga (Scarano 2002). Esse pode ser o caso das florestas estacionais mencionadas acima e de algumas amostras da floresta restinga, analisadas no presente estudo, que mostraram maior afinidade com as demais florestas ombrófilas. Nessas amostras destaca-se a contribuição de Myrtaceae, que foi a primeira ou segunda família mais rica ou esteve sempre entre as mais abundantes.

Myrtaceae foi também a família mais correlacionada ao gradiente principal, aumentando em importância com a proximidade do oceano, em oposição a Rutaceae, associada ao extremo estacional do gradiente. Por outro lado, Leguminosae apresentou valores mais baixos de correlação com o gradiente principal, embora associada às florestas estacionais. Em florestas amazônicas de terras baixas, Gentry (1988) relacionou Leguminosae e lianas bignoniáceas às áreas de forte estacionalidade climática, que foram substituídas por Palmae e Moraceae em solos mais ricos e por Lauraceae em altitudes mais elevadas. Terborgh & Andresen (1998), considerando a abundância das famílias, encontraram forte oposição entre Leguminosae e Palmae, associadas, respectivamente, ao leste e ao oeste amazônico. Concluíram que fatores históricos e evolutivos relacionados à condição geológica primitiva seriam tão plausíveis quanto as explicações ecológicas contemporâneas para a ocorrência dos padrões observados. Analisando um conjunto maior de dados na mesma região, ter Steege *et al.* (2000) relacionaram a maior

abundância de Leguminosae a áreas de florestas alagadas, escudo das Guianas e leste da Amazônia, onde ocorreram também os valores mais baixos de diversidade alfa. Por outro lado, encontraram que Arecaceae e Moraceae foram mais abundantes nas florestas de terra firme no oeste da Amazônia. Sugeriram que a precipitação anual seria menos importante do que o regime de distúrbios, que favoreceria famílias com certas características, como as pioneiras.

Portanto, apesar da falta de consenso sobre os fatores influenciando a variação florística, esses estudos associaram o predomínio de Leguminosae a determinadas condições ambientais. Porém, assim como no presente estudo, a família Leguminosae foi menos correlacionada ao gradiente florístico que as famílias associadas às condições opostas, como Arecaceae e Moraceae na Amazônia, ou Myrtaceae e Rubiaceae nas florestas no estado de São Paulo. Dessa forma, a menor dependência das leguminosas em relação aos fatores ambientais sugere que o seu predomínio seja mais uma consequência da restrição ecológica atuando sobre as famílias oponentes. Se considerarmos a lista total de espécies identificadas até o binômio específico (Capítulo 1) como uma representação do estoque regional, verificamos que a maioria das famílias mais ricas no estado de São Paulo apresentou um excedente de espécies na FO, mesmo aquelas consideradas dominantes em relação ao total da amostra em outros tipos florestais, como Myrtaceae (com 72 espécies a mais na FO), Melastomataceae (33), Rubiaceae (28), Lauraceae (20), Sapotaceae (15), Leguminosae (13), Solanaceae (12), Proteaceae (12), e mais 10 famílias registradas com mais de 10 espécies no total. Por outro lado, somente Rutaceae (com 7 espécies a mais) e Myrsinaceae (com uma espécie a mais) apresentaram um aumento no número de espécies na FE em relação a FO e Euphorbiaceae, Meliaceae e Apocynaceae foram igualmente representadas.

Como um efeito da restrição hídrica na distribuição das espécies, alguns autores sugeriram que a flora das florestas mais secas representaria um conjunto depauperado da flora das florestas mais úmidas (Rizzini 1979, Gentry 1988, 1993, Oliveira-Filho & Fontes 2000). Gentry (1993) sugeriu que haveria uma tendência de táxons de florestas mais secas a apresentarem uma distribuição mais ampla em relação àqueles de florestas mais úmidas, e que esta tendência estaria relacionada à prevalência de dispersão pelo vento nos táxons de florestas mais secas em oposição à dispersão por mamíferos nos táxons de florestas úmidas. Isso explicaria a maior dominância de algumas famílias, como Leguminosae, em floresta mais secas, não por serem mais diversas nessas florestas, mas porque muitas outras famílias estariam ausentes ou

pobremamente representadas. Esse parece ser o caso também das florestas estacionais no estado de São Paulo, em que existe um estoque menor de espécies (Capítulo 1) e de espécies por família (este capítulo), principalmente se considerarmos as famílias que ocupam os estratos intermediários, como Myrtaceae, Rubiaceae, Lauraceae e Melastomataceae.

A consideração de que a variação florística pode ser parcialmente determinada por fatores climáticos tem importantes implicações para o conhecimento dessas florestas e para a nossa capacidade de mantê-las no futuro. A identificação de Myrtaceae como a família mais fortemente correlacionada ao gradiente principal indica que, além das conseqüências severas advindas da devastação das florestas atlânticas, acrescenta-se a ameaça advinda de mudanças climáticas sobre suas populações. Isto é particularmente lamentável no caso das Myrtaceae, pois apesar de algumas espécies serem amplamente exploradas, estas representam somente uma fração do potencial econômico da família, e espécies endêmicas estão desaparecendo mesmo antes de um mínimo conhecimento de sua biologia (Pizo 2002).

Agradecimentos

Ao Professor Orivaldo Brunini, do Instituto Agronômico de Campinas, por ter disponibilizado parte dos dados climáticos e a Veridiana V. Scudeller por ter disponibilizado parte dos dados florísticos.

Referências bibliográficas

- Cronquist A. 1981. An integrated system of classification of flowering plants. Columbia University Press, New York.
- DAEE 2004. Banco de dados pluviométricos do estado de São Paulo (Departamento de Águas e Energia Elétrica / Secretaria de Energia, Recursos Hídricos e Saneamento). www.daee.sp.gov.br (acessada em 12/03/2004).

- Durigan G., Franco G.A.D.C., Saito M. e Baitello J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica de Caetetus, Gália, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 23(4): 369-381.
- Gentry A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75(1): 1-34.
- Gentry A.H. 1993. Diversity and floristic composition of lowland tropical forest in Africa and South America. In: Goldblatt P. (ed.), *Biological relationships between Africa and South America*. Yale University Press, New Haven, London, pp. 500-547.
- Gotelli N.J. e Entsminger G.L. 2001. EcoSim: Null models software for ecology, Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. e Kesey-Bear. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm> (acessada em 20/07/2003).
- Hueck K. 1972. *As florestas da América do sul*. Editora Polígono, São Paulo.
- IBGE 1992. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Série Manuais Técnicos em Geociências n1.
- IBGE 1993. *Mapa da vegetação do Brasil*. IBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Escala 1: 5000 000.
- Ivanauskas N.M. e Rodrigues R.R. 2000. Florística e fitossociologia de remanescente de floresta estacional decidual em Piracicaba, São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 23(3): 291-304.
- Ivanauskas N.M., Rodrigues R.R. e Nave A.G. 1997. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. *Revista Brasileira de Botânica* 20: 139-153.
- Joly C.A., Aidar M.P.M., Klink C.A., McGrath D.G., Moreira A.G., Moutinho P., Nepstad D.C., Oliveira A.A., Pott A., Rodal M.J.N. e Sampaio E.V.S.B. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. *Ciência e Cultura* 51 (5/6): 331-348.
- Klein R.M. 1983. Importância sociológica das mirtáceas nas florestas riograndenses. *Anais do Congresso da Sociedade de Botânica do Brasil*, pp: 367-376.
- Leitão-Filho H.F. 1982. Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo. *Silvicultura em São Paulo* 16:197-206.

- Leitão-Filho H.F. 1987. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e sub-tropicais do Brasil. IPEF 35: 41-46.
- Los M.M. 2004. Florística, estrutura e diversidade da floresta com araucária em áreas de diferentes tamanhos. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- McCune B. e Mefford M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0 MJM Software, Gleneden Beach.
- Mori S.A., Boom B.M. e Prance G.T. 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. *Brittonia* 33(2): 233-245.
- Mori S.A., Boom B.M., Carvalino A.M. e Santos T.S. 1983. Ecological importance of Myrtaceae in an eastern Brazilian wet forest. *Biotropica* 15(1): 68-70.
- Myers N., Mittermeier A.R., Mittermeier C.G., Fonseca G.A.B. e Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Økland R.H. 1996. Are ordination and constrained ordination alternative or complementary strategies in general ecological studies. *Journal of Vegetation Science* 7: 289-292.
- Oliveira-Filho A.T. e Fontes M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32(4b): 793-810.
- Oliveira-Filho A.T. e Ratter J.A. 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany* 52(2): 141-194.
- Pizo M.A. 2002. The seed-dispersers and fruit syndromes of Myrtaceae in the Brazilian Atlantic Forest. In: Levey D.J., Silva W.R. e Galetti M. (eds.), *Seed dispersal and frugivory: Evolution and Conservation*. CAB International, pp.129-143.
- Polhill R.M., Raven P.H. e Stirton C.H. 1981. Evolution and systematics of the Leguminosae. In: Polhill R.M. e Raven P.H. (eds.), *Advances in legume systematics*. Royal Botanic Garden, Kew, pp. 1-26.
- Prance G.T. 2001. Discovering the plant world. *Taxon* 50: 345-359.
- Pyke C.R., Condit R., Aguilar S. e Lao S. 2001. Floristic composition across a climatic gradient in a neotropical lowland forest. *Journal of Vegetation Science* 12: 553-566.
- Rizzini C.T. 1979. Tratado de fitogeografia do Brasil. Aspectos sociológicos e florísticos HUCITEC /USP, São Paulo. v.2.
- Ross J.L.S. e Moroz I.C. 1997. Mapa Geomorfológico do estado de São Paulo, escala 1: 500.000. FFLCH/IPT/FAPESP.

- São Paulo 1997. Decreto 759, Mata Atlântica, Regulamentação para o estado de São Paulo. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- São Paulo 2001. Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo. Governo do Estado de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.
- Scarano F.R. 2002. Structure, function and relationships of plants communities in stressful habitats marginal to the Atlantic rainforest. *Annals of Botany* 90: 517-524.
- Siegel S. 1956. Nonparametric statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill, New York.
- ter Braak C.J.F. 1995. Ordination. In: Jongmann R.H.G., ter Braak C.J.F. e van Tangeeren O.R.F. (eds.), *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 91-173.
- ter Braak C.J.F. e Prentice I.C. 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research* 18: 271-317.
- ter Steege H.T., Sabatier D., Castellanos H., van Andel T., Duivenvoorden J., Oliveira A.A., Ek R., Lilwah R., Maas P. e Mori S. 2000. An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forests including those of the Guiana Shield. *Journal of Tropical Ecology* 16: 801-828.
- Terborgh J. e Andresen E. 1998. The composition of Amazonian forests: patterns at local and regional scales. *Journal of Tropical Ecology* 14: 645-664.
- Torres R.B., Martins F.R. e Kinoshita L.S. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 20: 41-49.
- Torres R.B., Matthes A.F. e Rodrigues R. 1994. Florística e estrutura do componente arbóreo de mata de brejo em Campinas - SP. *Revista Brasileira de Botânica* 17(2): 189-194.
- Torres R.B., Martins F.R. e Kinoshita L.S. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 20: 41-49.
- Tryon R.M. 1970. The classification of the Cyatheaceae. *Contributions of the Gray Herbarium* 200: 3-53.
- Walsh R.P.D. 1996. Climate. In: Richards P.W. (ed.), *Tropical rain forest*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 159-205.
- Zar J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey.

Tabela 2.1. Informações sobre as 57 amostras em florestas atlânticas no estado de São Paulo, que consideraram árvores com DAP (diâmetro do tronco na altura do peito) ou DAS (diâmetro do tronco na altura do solo) mínimo $\geq 4,8$ cm. Cód: Código da amostra, TF: tipo florestal (FE: Floresta Estacional Semidecídua, FD: Floresta decídua, FO: Floresta Ombrófila Densa, FP: Floresta paludícola e FR: Floresta de restinga), LS: latitude sul, LW: longitude oeste, AM: altitude mediana, DO: distância do oceano, PA: precipitação anual média, IP: índice de perumidade, TA: temperatura anual média, AT: amplitude térmica anual, Dma: diâmetro mínimo incluído (DAP, ou DAS quando indicado pelo símbolo §). Ne e Nf: número simulado de espécies e de famílias, respectivamente, para amostras com 300 árvores.

Cód/TF	Local/Município (Referência*)	LS/LW	AM (m)	DO (km)	PA (mm)	IP	TA (°C)	AT	Dma (cm)	Ne	Nf
Anga/FE	Estação Experimental/Angatuba (1)	23°25'/48°20'	700	163	1418	1,5	23,18	6,0	4,8	73	34
Aprat/FE	Reserva Ecológica/Águas da Prata (2)	21°55'/46°42'	950	220	1652	2,5	20,60	7,0	5,0	63	32
Assis/FE	Estação Ecológica/Assis (3)	22°35'/50°22'	500	363	1490	3,0	21,80	6,5	5,0	47	27
Baur/FE	Reserva Estadual/Bauru (4)	22°19'/49°04'	570	307	1407	0,5	21,66	6,3	10,0	52	30
Bjeq/FE	Bosque dos Jequitibás/Campinas (5)	22°55'/47°06'	610	132	1465	0,5	20,22	7,2	10,0	83	34
Caet/FE	Caetetus/Gália (6)	22°24'/49°42'	620	337	1500	1,5	20,91	6,9	5,0	62	25
Ipeu/FE	Rio passa cinco/Ipeúna (7)	22°25'/48°45'	630	277	1514	1,5	21,33	6,4	5,0	55	23
ItatE/FE	Fazenda Sta Irene/Itatinga (8)	23°17'/48°33'	580	188	1375	-0,5	19,88	6,7	4,8	71	31
Itirap/FE	Serra de Itaqueri/Itirapina (9)	22°23'/47°53'	767	228	1440	0,5	20,74	6,3	5,0	62	28
Jabot/FE	FCAVJ/Jaboticabal (10)	21°12'/48°20'	573	361	1426	0,5	22,55	5,7	4,8	43	21
Maril/FE	Estação Experimental/Marília (3)	22°01'/49°55'	440	384	1514	1,5	20,28	6,8	5,0	60	23
MatV/FE	Mata da Virgínia/Matão (11)	21°35'/48°30'	500	338	1323	0,5	22,51	5,9	4,8	53	25
Mdiab/FE	Morro do Diabo/Teodoro Sampaio (12)	22°30'/52°20'	320	521	1394	0,5	23,41	6,7	5,0	69	29
MogG/FE	Mata ciliar /Moji Guaçu (13)	22°18'/47°13'	600	198	1366	-0,5	21,76	6,4	10,0	45	25
Pferr/FE	Reserva Ecológica/Porto Ferreira (14)	21°49'/47°25'	574	255	1479	0,5	21,26	6,0	10,0	86	33
Pira1/FE	Mata da Figueira/Piracicaba (15)	22°43'/47°37'	554	182	1329	-0,5	20,90	7,1	4,8	52	24
Pira2/FE	Mata do Pomar/Piracicaba (16)	22°45'/47°40'	550	183	1329	-0,5	20,90	7,1	5,0	36	22
RibC/FE	Mata Ribeirão Cachoeira/Campinas (17)	22°50'/46°56'	663	132	1465	0,5	20,22	7,2	5,0	73	29
Rpeix/FE	Rio do Peixe/Lindóia (18)	22°32'/46°58'	740	165	1593	1,5	21,10	6,5	5,0 [§]	78	28
Scar/FE	Fazenda Canchim/São Carlos (19)	21°55'/47°50'	850	266	1785	2,5	20,42	6,5	5,0	54	27
Stge/FE	Santa Genebra/Campinas (20)	22°50'/47°06'	595	140	1465	0,5	20,22	7,2	4,8	89	39
Tarum/FE	Fazenda Berrante/Tarumã (3)	22°42'/50°31'	520	363	1457	3,0	22,85	7,7	5,0	66	33
Vass1/FE	Vassununga/Sta Rita do Passa Quatro (21)	21°41'/47°38'	590	279	1551	2,5	21,07	5,9	10,0	59	30
Vass2/FE	Vassununga/Sta Rita do Passa Quatro (22)	21°40'/47°30'	610	274	1551	2,5	21,07	5,9	4,8 [§]	64	29
Vass3/FE	Vassununga/Sta Rita do Passa Quatro (23)	21°41'/47°37'	640	278	1551	2,5	21,07	5,9	10,0	55	27
PiraD/FD	Bairro dos Godinhos/Piracicaba (24)	22°39'/47°39'	554	190	1329	-0,5	20,90	7,1	4,8	39	18
Atib/FO	Grota Funda/Atibaia (25)	23°10'/46°25'	1270	80	1345	-1,5	19,93	6,7	4,8	84	35
CaBot/FO	Carlos Botelho/Sete Barras (26)	24°07'/47°57'	800	76	1748	7,5	22,48	8,6	10,0	117	36
Cant1/FO	Cantareira – Pinheirinho/São Paulo (27)	23°22'/46°26'	1025	59	1575	1,5	18,60	7,6	10,0	97	38
Cant2/FO	Cantareira – Águas Claras/Mairiporã (28)	23°25'/46°38'	1012	60	1575	1,5	18,62	7,4	4,8	77	32
Cubat/FO	Rio Moji e Pilões/Cubatão (29)	23°54'/46°25'	100	3	2507	17,5	22,87	8,3	6,3	108	35

Tabela 2.1 (Continuação)

Cód/TF	Local/Município (Referência*)	LS/LW	AM (m)	DO (km)	PA (mm)	IP	TA (°C)	AT Dma (cm)	Ne Nf
Cumb/FO	Cumbica/Guarulhos (30)	23°25'/46°28'	763	55	1448	1,5	18,72	7,4 9,5	66 30
IlhaC/FO	Ilha do Cardoso/Cananéia (31)	25°10'/47°59'	175	15	2377	13,5	22,15	8,9 9,8	81 34
Interv/FO	Intervalos/Sete Barras (32)	24°14'/48°05'	105	75	1748	7,5	22,48	8,6 5,0	100 31
Japi1/FO	Serra do Japi/Jundiá (33)	23°16'/46°50'	1075	84	1376	1,5	19,12	7,3 6,3	83 29
Japi2/FO	Serra do Japi/Jundiá (34)	23°11'/46°55'	1020	98	1376	1,5	19,12	7,3 5,0	74 36
Jurei1/FO	Juréia – planície do Rio Verde/Iguape (35)	24°32'/47°14'	1 [#]	3	1955	13,5	24,28	8,0 5,0	92 34
Jurei2/FO	Juréia – Serra da Juréia/Iguape (36)	24°32'/47°14'	175	3	1955	13,5	24,28	8,0 9,5	95 36
MogC/FO	Serra do Itapety/Moji das Cruzes (37)	23°28'/46°09'	974	39	1373	-2,5	20,10	7,0 4,8	77 35
Pariq1/FO	Pariquera-Açu (38)	24°36'/47°53'	35	35	1587	7,5	22,18	8,7 4,8	99 38
Pariq2/FO	Campina do Encantado/Pariquera-Açu (39)	24°40'/47°48'	18	24	1587	7,5	22,18	8,7 4,8	79 29
Pefi1/FO	PEFI/São Paulo (40)	23°38'/46°36'	798	38	1330	0,5	18,60	7,6 4,8	77 36
Pefi2/FO	PEFI/São Paulo (41)	23°38'/46°36'	795	38	1330	0,5	18,60	7,6 8,0	70 30
Pefi3/FO	PEFI/São Paulo (42)	23°39'/46°37'	795	37	1330	0,5	18,60	7,6 5,0	108 39
Pici1/FO	Picinguaba/Ubatuba (43)	23°22'/44°48'	200	13	3169	20,0	21,59	7,7 4,8	90 29
Pici2/FO	Picinguaba/Ubatuba (43)	23°22'/44°48'	800	13	3169	20,0	21,59	7,7 4,8	117 33
Sales/FO	Serra do Juqueriquerê/Salesópolis (44)	23°37'/45°45'	1000	30	1228	-2,5	19,19	6,9 4,8	93 35
Sjose/FO	Augusto Ruschi/São José dos Campos (45)	23°12'/45°52'	790	63	1999	6,5	19,28	7,2 4,8	108 45
Sroqu/FO	Mata da Câmara/São Roque (46)	23°31'/47°07'	962	81	1521	2,5	19,38	6,9 4,8	74 35
Ubat/FO	Instituto Agrônômico/Ubatuba (47)	23°27'/45°04'	105	2	3169	20,0	21,59	7,7 10,0	90 30
Camp/FP	CEC/Campinas (48)	22°55'/47°05'	660	131	1465	0,5	20,20	7,2 5,0	23 17
ItatP/FP	Fazenda Sta Irene/Itatinga (49)	23°18'/48°39'	570	190	1329	-0,5	20,90	7,1 4,8	28 20
IguaR/FR	Chauás /Iguape (50)	24°46'/47°39'	9	11	1955	13,5	24,30	8,0 6,3	44 23
ParqR1/FR	Campina do Encantado (solo turfoso profundo)/Pariquera-Açu (39)	24°40'/47°48'	1 [#]	24	1587	7,5	22,20	8,7 4,8	5 4
ParqR2/FR	Campina do Encantado (solo turfoso raso)/Pariquera-Açu (39)	24°40'/47°48'	1 [#]	24	1587	7,5	22,20	8,7 4,8	39 20
PicR1/FR	Picinguaba/Ubatuba (51)	23°22'/44°48'	1 [#]	13	2519	12,0	21,80	7,1 4,8	77 31
PicR2/FR	Picinguaba/Ubatuba (43)	23°22'/44°48'	1 [#]	13	2519	12,0	21,80	7,1 4,8	50 24

*Referencias - 1. Figueiredo 1993, 2. Toledo-Filho *et al.* 1998, 3. Durigan 1994, 4. Cavassan *et al.* 1984, 5. Matthes 1980, 6. Franco 2002, 7. Rodrigues 1991, 8. Ivanauskas *et al.* 1999, 9. Kotchetkoff-Henriques & Joly 1994, 10. Pinto 1989, 11. Rozza 1997, 12. Schlittler 1990, 13. Gibbs *et al.* 1980, 14. Bertoni 1984, 15. Catharino 1989, 16. Tabanez *et al.* 1997, 17. Cielo-Filho 2001, 18. Toledo-Filho *et al.* 2000, 19. Silva & Soares 2002, 20. Gandolfi 2000, 21. Vieira *et al.* 1989, 22. Martins 1991, 23. Bertoni *et al.* 1988, 24. Ivanauskas & Rodrigues 2000, 25. Grombone *et al.* 1990, 26. Dias *et al.* 2000, 27. Baitello *et al.* 1993, 28. Arzolla 2002, 29. Leitão-Filho (org) 1993, 30. Gandolfi 1991, 31. Melo 2000, 32. Almeida-Scabbia 1996, 33. Cardoso-Leite 2000, 34. Rodrigues *et al.* 1989, 35. Melo *et al.* 2001, 36. Mantovani 1993, 37. Tomasulo 1995, 38. Ivanauskas 1997, 39. Sztutman & Rodrigues 2002, 40. Natri *et al.* 1992, 41. Gomes 1998, 42. Vuono 1985, 43. Sanchez-Lacerda 2001, 44. Mantovani *et al.* 1990, 45. Silva 1989, 46. Cardoso-Leite 1995, 47. Silva & Leitão-Filho 1982, 48. Torres *et al.* 1994, 49. Ivanauskas *et al.* 1997, 50. Ramos-Neto 1993, 51. Assis 1999 (Apêndice B, no final da tese).

[#] Valor não fornecido pelo autor do levantamento e assumido como igual a 1 m por encontrar-se próximo à linha da praia.

Tabela 2.2. Correlação de Pearson (r) entre os escores das amostras nos eixos 1, 2 e 3 da DCA, para as matrizes totais (A) e matrizes das famílias dominantes (B), considerando a abundância (Ab) e a riqueza (Riq). n = 48, *p<0,001. Var: variância explicada pelos eixos, calculada como o coeficiente de determinação (r^2) entre a distância euclidiana relativa no espaço da matriz não reduzida e a distância euclidiana no espaço da ordenação.

Matriz	Eixo	λ	Var (%)	A/Ab			A/Riq			B/Ab			B/Riq	
				Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 1	Eixo 2
A/Ab	1	0,404	54,6	1										
	2	0,124	6,6	-0,093	1									
	3	0,089	7,2	0,421	-0,064	1								
A/Riq	1	0,202	75,1	0,962*	-0,034	0,329	1							
	2	0,042	1,9	0,210	0,068	0,409	0,160	1						
	3	0,038	3,8	0,080	0,026	-0,078	0,087	-0,026	1					
B/Ab	1	0,389	54,6	0,996*	-0,109	0,423	0,951*	0,221	0,077	1				
	2	0,123	6,5	-0,124	0,945*	-0,113	-0,063	0,009	0,250	-0,138	1			
	3	0,090	9,2	0,294	0,079	0,842*	0,231	0,375	-0,282	0,288	-0,066	1		
B/Riq	1	0,173	73,8	0,940*	-0,050	0,294	0,990*	0,153	0,122	0,930*	-0,071	0,191	1	
	2	0,042	4,3	0,200	0,050	0,372	0,173	0,364	-0,751*	0,195	-0,167	0,598*	0,131	1
	3	0,025	0,5	0,049	-0,122	0,006	-0,091	-0,721*	-0,056	-0,031	-0,112	-0,062	-0,092	-0,062

Tabela 2.3. Correlação de postos de Kendall (τ) entre as variáveis geográficas e climáticas (a); e entre as variáveis e os eixos da ordenação DCA para o conjunto das famílias dominantes em abundância (Ab) e em riqueza (Riq) (b). $n = 48$, $^{\S}p < 0,05$, $^{\#}p < 0,01$, $*p < 0,001$.

a)							
	LS	LW	AM	DO	PA	IP	TA
Latitude (LS)							
Longitude (LW)	-0,244 [#]						
Altitude mediana (AM)	-0,038	-0,331*					
Distância do oceano (DO)	-0,700*	0,541*	-0,070				
Precipitação anual (PA)	0,116	-0,093	-0,174 [§]	-0,232 [#]			
Índice de perumidade (IP)	0,208 [§]	-0,041	-0,226 [§]	-0,273 [#]	0,765*		
Temperatura (TA)	-0,092	0,361*	-0,543*	0,151	0,263 [#]	0,316*	
Amplitude térmica anual (AT)	0,703*	-0,240 [#]	-0,112	-0,620*	0,249 [#]	0,363*	-0,065

b)						
	B/Ab			B/Riq		
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Latitude (LS)	-0,669*	0,157	-0,155	-0,628*	0,068	0,066
Longitude (LW)	0,318*	-0,045	0,008	0,334*	-0,245 [#]	0,268 [#]
Altitude mediana (AM)	0,025	-0,064	0,240 [#]	-0,044	0,414*	0,027
Distância do oceano (DO)	0,628*	-0,176 [§]	0,174 [§]	0,603*	-0,105	0,082
Precipitação anual (PA)	-0,253 [#]	0,065	-0,319*	-0,217 [§]	-0,192	-0,001
Índice de perumidade (IP)	-0,328*	0,077	-0,335*	-0,261 [#]	-0,193 [§]	0,035
Temperatura (TA)	-0,004	0,063	-0,156	0,057	-0,465*	0,000
Amplitude térmica anual (AT)	-0,584*	0,196 [§]	-0,339*	-0,566*	-0,033	0,051

Tabela 2.4. Correlação de postos de Kendall (τ) entre as famílias dominantes e os eixos da ordenação DCA. a) Matriz de abundância (B/Ab) e b) matriz de riqueza (B/Riq). n = 48, §p<0,05 #p<0,01, *p<0,001.

a) Abundância				b) Riqueza			
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3		Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Rutaceae	0,656*	-0,208§	0,151	Rutaceae	0,621*	-0,017	0,054
Urticaceae	0,556*	0,000	0,086	Meliaceae	0,473*	-0,114	0,003
Leguminosae	0,500*	0,137	0,296#	Leguminosae	0,413*	-0,061	-0,089
Anacardiaceae	0,474*	-0,262#	0,307#	Verbenaceae	0,373*	0,172§	-0,221§
Meliaceae	0,399*	-0,011	-0,056	Apocynaceae	0,294#	-0,043	-0,258#
Verbenaceae	0,363*	0,120	-0,002	Bignoniaceae	0,109	-0,166§	0,124
Apocynaceae	0,331*	-0,167§	0,133	Boraginaceae	0,072	-0,022	-0,111
Euphorbiaceae	0,315*	-0,467*	-0,080	Flacourtiaceae	0,069	-0,002	0,164
Flacourtiaceae	0,123	-0,066	0,326*	Solanaceae	0,016	0,509*	0,137
Bombacaceae	0,038	0,086	0,000	Euphorbiaceae	-0,015	0,255#	0,033
Lauraceae	-0,109	-0,131	0,069	Asteraceae	-0,020	0,597*	0,118
Moraceae	-0,134	0,189§	-0,251#	Vochysiaceae	-0,064	0,345*	-0,071
Myrsinaceae	-0,141	-0,061	0,280#	Combretaceae	-0,100	0,035	0,022
Sapindaceae	-0,145	0,071	0,143	Moraceae	-0,150	-0,123	0,050
Annonaceae	-0,169§	-0,199§	0,019	Annonaceae	-0,228§	0,242#	-0,014
Sapotaceae	-0,266#	0,099	-0,160	Sapindaceae	-0,240#	0,306#	-0,138
Nyctaginaceae	-0,304#	-0,045	0,083	Celastraceae	-0,327*	0,325*	0,009
Celastraceae	-0,336*	-0,070	0,160	Myrsinaceae	-0,328*	0,293#	0,134
Melastomataceae	-0,372*	-0,057	0,131	Proteaceae	-0,332*	-0,044	0,072
Monimiaceae	-0,413*	0,325*	-0,194§	Symplocaceae	-0,402*	0,264#	0,292#
Arecaceae	-0,551*	0,210§	-0,328*	Monimiaceae	-0,445*	-0,181§	0,105
Rubiaceae	-0,571*	-0,035	-0,059	Aquifoliaceae	-0,447*	0,001	0,313*
Myrtaceae	-0,628*	0,184	-0,255#	Clusiaceae	-0,482*	-0,069	-0,022
				Arecaceae	-0,483*	-0,208§	-0,311*
				Lauraceae	-0,498*	0,149	0,028
				Melastomataceae	-0,500*	0,254#	-0,371*
				Sapotaceae	-0,537*	-0,207§	-0,018
				Chrysobalanaceae	-0,617*	-0,147	-0,074
				Rubiaceae	-0,620*	0,054	-0,189§
				Myrtaceae	-0,693*	-0,209§	0,143

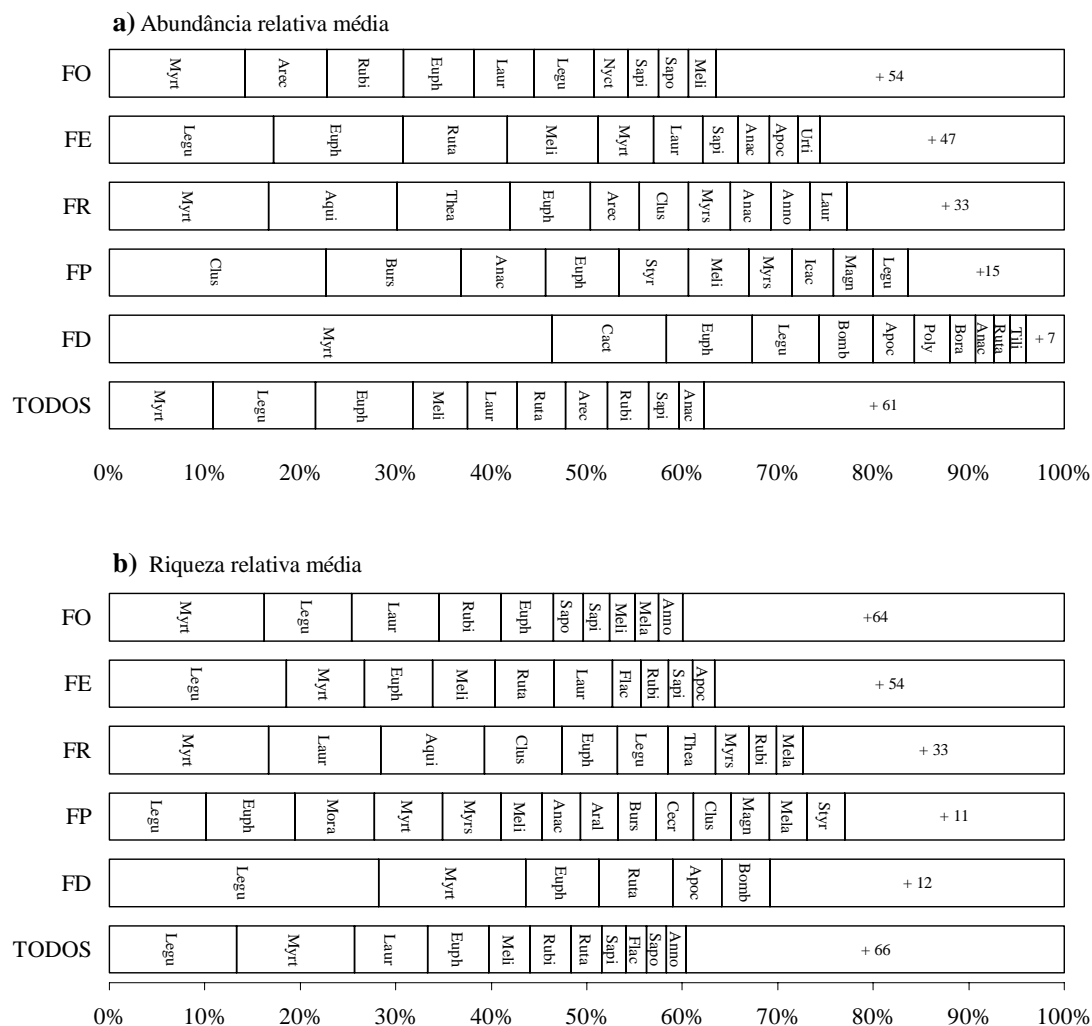


Figura 2.2. Rol das dez famílias mais abundantes e ricas nos cinco tipos florestais, considerando a porcentagem média do número de árvores (a) e de espécies (b) em relação ao total registrado por amostra. FO: Floresta Ombrófila Densa, FE: Floresta Estacional Semidecídua, FR: Floresta de restinga, FP: Floresta paludícola e FD: Floresta decídua. As famílias estão indicadas pelas quatro primeiras letras de seus nomes (Anacardiaceae, Annonaceae, Apocynaceae, Aquifoliaceae, Araliaceae, Arecaceae, Bombacaceae, Boraginaceae, Burseraceae, Cactaceae, Cecropiaceae, Clusiaceae, Euphorbiaceae, Flacourtiaceae, Icacinaceae, Lauraceae, Leguminosae, Magnoliaceae, Melastomataceae, Meliaceae, Moraceae, Myrsinaceae, Myrtaceae, Polygonaceae, Rubiaceae, Rutaceae, Sapindaceae, Sapotaceae, Styracaceae, Theaceae, Tiliaceae, Urticaceae).

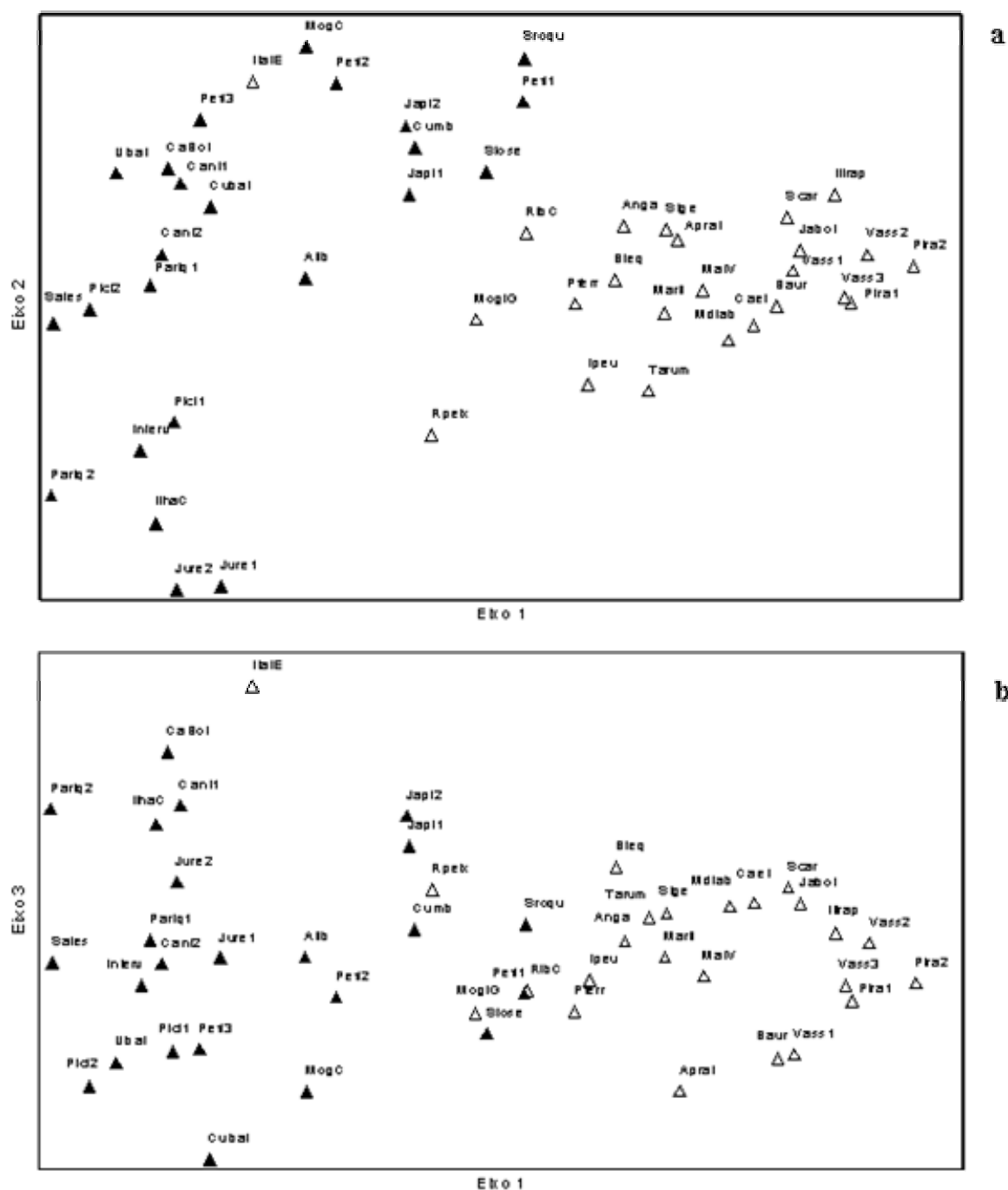


Figura 2.4. Ordenação DCA das amostras da Floresta Ombrófila Densa (triângulos fechados) e da Floresta Estacional Semidecídua (triângulos abertos), considerando a matriz das 30 famílias mais ricas (**matriz B/Riq**). a) eixos 1 e 2, b) eixos 1 e 3.

Clima e diversidade alfa de florestas atlânticas no estado de São Paulo

Resumo. O total e a distribuição anual da precipitação estão entre os principais fatores relacionados à variação da diversidade alfa entre sítios de florestas tropicais. Para investigar o padrão de variação da diversidade alfa e sua relação com variáveis geográficas e climáticas, comparamos a riqueza de 69 sítios de florestas no estado de São Paulo a partir de dados disponíveis na literatura. Estimamos a riqueza de espécies para amostras com tamanho padronizado através de aleatorização Monte Carlo, e fizemos análises de correlação e de regressão linear. Em média, florestas litorâneas ou ombrófilas foram mais ricas que florestas interioranas ou semidecíduas, mas houve grande sobreposição dos valores de riqueza. Florestas de restinga, paludícola e decídua apresentaram menor riqueza e não se correlacionaram com as variáveis ambientais examinadas. Nas florestas ombrófilas e semidecíduas, a riqueza diminuiu com o aumento da intensidade da estação seca e com a distância ao oceano, independentemente do tipo florestal. Essas variáveis explicaram 59,1% da variação da riqueza, porém, devido à intercorrelação entre a maioria das variáveis examinadas, modelos alternativos explicaram uma porcentagem próxima. Nossos resultados enfatizaram mais os mecanismos que permitem a coexistência de maior número de espécies em um local do que diferenças entre duas regiões com históricas evolutivas diferentes.

Introdução

Florestas tropicais são especialmente ricas em espécies, mas apresentam grande variação da diversidade de um local para outro (Hall & Swaine 1976, Gentry 1988, Phillips *et al.* 1994, Clinebell *et al.* 1995, ter Steege *et al.* 2003). Como um meio de obter padrões previsíveis da geografia da diversidade, essa variação tem sido associada principalmente a gradientes ecológicos, como os elementos do clima, por estes apresentarem uma relação necessária com a vida e atividades biológicas das plantas, mas serem essencialmente independentes da riqueza de espécies (O'Brien 1993, Whittaker *et al.* 2001). O estabelecimento de tais associações permite que hipóteses sobre as causas que geram e mantêm a diversidade de florestas tropicais sejam investigadas (Wright 1992, Givnish 1999, Pausas & Austin 2001) e seu estudo tem sido impulsionado pelo acúmulo de inventários pontuais, que fornecem uma base de comparação da diversidade local ou alfa *sensu* Whittaker (1972). Considerando que a diversidade tem sido um dos critérios para estabelecer prioridades para a conservação de áreas naturais tropicais, o reconhecimento dessas associações pode ser especialmente útil devido à dificuldade de obter informações detalhadas para todas as áreas com vegetação natural.

Dentre os principais fatores que têm sido relacionados com a variação da diversidade entre sítios de florestas tropicais estão a quantidade e a distribuição das chuvas durante o ano. De acordo com vários autores, como Hall & Swaine (1976), Gentry (1988), Clinebell *et al.* (1995), Pitman *et al.* (2002), ter Steege *et al.* (2003), o número de espécies lenhosas por unidade de área da floresta tropical tende a aumentar com o aumento do total de chuva e a diminuição da estação seca. Entretanto, alguns estudos destacaram também a influência de fatores que poderiam interagir e até se sobressair à influência climática, como fertilidade do solo, altitude, latitude, distúrbios, taxa de retorno das populações, número de indivíduos amostrados e tamanho mínimo do tronco (DAP) da menor árvore incluída na amostra, tornando a relação chuva-diversidade pouco evidente (Phillips *et al.* 1994, Condit *et al.* 1996, Givnish 1999, Oliveira & Mori 1999).

As florestas remanescentes no estado de São Paulo inserem-se no domínio da chamada Mata Atlântica brasileira (São Paulo 1997), a qual representa o segundo maior bloco de florestas tropicais da América do Sul, porém é também um dos ecossistemas mais ameaçados da Terra (Myers *et al.* 2000). Embora sua diversidade e concentração de espécies endêmicas sejam muito

altas, pouco se sabe sobre os padrões de variação da diversidade e dos fatores associados a esses padrões (Tabarelli & Mantovani 1999). Situada na costa leste do Brasil, a Mata Atlântica está associada a regiões próximas ao oceano com relevo predominantemente montanhoso. Devido à influência oceânica, o clima na região litorânea é relativamente homogêneo, com pluviosidade alta e bem distribuída ao longo do ano, mesmo em latitudes que caracteristicamente teriam climas subtropicais. Em direção ao interior, a distância do oceano determina um gradiente do total e da distribuição da precipitação durante o ano, que influi fortemente nas mudanças florísticas e estruturais (Leitão-Filho 1982, Torres *et al.* 1997, Oliveira-Filho & Fontes 2000, Capítulos 1 e 2 desta tese) e na substituição das florestas por tipos de vegetação mais aberta, como a caatinga e o cerrado, caracterizados por climas com estação seca mais severa.

Atualmente, encontra-se na literatura um número razoável de levantamentos pontuais de comunidades arbóreas, realizados em florestas no estado de São Paulo. Essas informações têm sido úteis na descrição de padrões florísticos e dos principais fatores relacionados (Salis *et al.* 1995, Torres *et al.* 1997, Ivanauskas *et al.* 2000, Scudeller *et al.* 2001, Capítulos 1 e 2 desta tese). Porém, ainda não há qualquer tentativa de descrever a tendência de variação da diversidade dessas florestas. No presente estudo, comparamos valores de diversidade alfa de comunidades arbóreas em florestas atlânticas no estado de São Paulo, adotando como medida da diversidade a riqueza de espécies estimada para amostras com tamanho padronizado (Hurlbert 1971, Gotelli & Colwell 2001). O objetivo do estudo foi reconhecer padrões de variação da diversidade alfa e relacioná-los a variáveis geográficas e climáticas e a diferentes tipos florestais. Nossa hipótese é que a diversidade das florestas atlânticas no estado de São Paulo aumenta com a proximidade do oceano, em função do aumento da umidade disponível ao longo do ano para as plantas (O'Brien 1993).

Material e métodos

Banco de dados

Para investigar a variação da riqueza de espécies arbóreas nas florestas do estado de São Paulo, selecionamos 69 amostras de comunidades florestais fornecidas por levantamentos

quantitativos (fitossociológicos) disponíveis na literatura, ou disponibilizados pelos autores, até o final do ano de 2002. Os critérios adotados para a seleção das amostras foram: (i) uso de método de amostragem que permitisse a estimativa da densidade das espécies por unidade de área; (ii) DAP (diâmetro do tronco medido na altura do peito) ou DAS (diâmetro medido na altura do solo) mínimo $\geq 4,8$ cm; e (iii) amostragem de no mínimo 300 árvores. Foram desconsideradas ainda amostras que representavam re-amostragem do mesmo local e/ou indivíduos após um intervalo de tempo e aquelas em florestas em estágio de regeneração inicial.

A maioria das amostras consideradas (88%) é representante da Floresta Ombrófila Densa (FO) e da Floresta Estacional Semidecídua (FE), que são tipos florestais de acordo com o sistema de classificação do IBGE (1992, 1993). Segundo o sistema do IBGE, os tipos FE e FO correspondem a duas regiões fito-ecológicas distintas, definidas pela relação da vegetação com o clima com ou sem uma estação biologicamente seca maior que 60 dias. As florestas ombrófilas ocorrem na região com predomínio de relevos acidentados e altos, que se estende a leste do estado, denominada por Ross & Moroz (1997) de Cinturão Orogênico do Atlântico. O clima nessa região tem precipitação alta e bem distribuída ao longo do ano, devido à influência do oceano, sendo a estação biologicamente seca ausente ou durando até 60 dias. Apesar das intensas perturbações naturais e antrópicas, este é o tipo florestal mais bem conservado no estado, devido, principalmente, às condições de solo e relevo pouco favoráveis à agricultura (São Paulo 2001). As florestas estacionais ocorrem no oeste do estado, na região da Bacia Sedimentar do Paraná (Ross & Moroz (1997), onde predomina o clima é estacional, sendo o verão mais quente e chuvoso que o inverno. Essa região apresenta condições de solo e relevo mais favoráveis à agricultura, o que contribuiu para a rápida devastação, estando a floresta restrita a fragmentos com áreas pequenas e pouco representativas localizadas próximo a centros urbanos (Hueck 1972, Durigan *et al.* 2000).

As demais amostras são representantes de outros três tipos florestais, reconhecidos pelos autores dos respectivos levantamentos, e que foram mantidos com objetivo de comparação: a floresta de restinga (FR), a floresta paludícola (FP) e a floresta decídua (FD). Os tipos FR, FP e FD são definidos principalmente pelas condições edáficas. A floresta de restinga (FR), representada por cinco amostras, ocorre no domínio climático da FO, em áreas da planície litorânea com influência marinha, ou fluvio-marinha, e solo arenoso salino (São Paulo 2001). A floresta paludícola (FP), representada por duas amostras, ocorre no domínio da FE, em áreas de

várzeas ou planícies de inundação, nascentes, margens de rios ou lagos, com encharcamento permanente do solo (Torres *et al.* 1994, Ivanauskas *et al.* 1997). A floresta decídua (FD), representada por uma amostra, também ocorre no domínio climático da FE, em áreas calcárias (Ivanauskas & Rodrigues 2000). A localização geográfica das amostras no estado de São Paulo está apresentada na figura 3.1 e um resumo de suas características, na tabela 3.1.

Para cada amostra selecionada relacionamos variáveis geográficas, obtidas do próprio trabalho original ou calculadas, e variáveis climáticas, obtidas de estações meteorológicas próximas às localidades das amostras. As variáveis geográficas foram latitude sul (LS), longitude oeste (LW), altitude mediana (AM) e distância do oceano (DO). As variáveis climáticas foram temperatura média anual (TA), amplitude térmica anual (AT), calculada como a diferença entre a média do mês mais quente e a do mês mais frio, precipitação média anual (PA), e três medidas da intensidade da estação seca: i) número de meses secos (MS), definido pelo número de meses com precipitação inferior a 60 mm; ii) número de meses úmidos (MU), definido pelo número de meses com precipitação superior a 100 mm; e iii) índice de perumidade (IP), que resume características dos períodos seco e úmido do clima num único valor, calculado conforme Walsh (1996).

A definição de mês seco ou mês úmido foi feita segundo Clinebell *et al.* (1995), que partiram da suposição de que, quando a chuva mensal nos trópicos excede 100 mm, a precipitação quase certamente excede a evapotranspiração potencial; e quando é menor que 60 mm, a precipitação quase certamente é menor do que a evapotranspiração potencial. O índice de perumidade resultou da soma de escores atribuídos a cada mês, dependendo de sua média pluviométrica: um mês muito úmido (> 200 mm) recebeu escore +2; um mês úmido (100-200 mm), escore +1; um mês seco (50-99 mm), -1; e um mês muito seco (< 50 mm), -2. Porém, quando um mês seco ou muito seco foi o primeiro seguindo um mês úmido ou muito úmido, seus escores foram aumentados para -0,5 e -1,5, respectivamente, considerando que a disponibilidade de água no solo poderia ainda ser alta. Segundo Walsh (1996), este sistema permite que duas estações secas curtas tenham menor impacto do que uma longa; que meses muito secos tenham maior impacto do que meses secos; e que médias mensais muito altas, que são mais efetivas na manutenção de altos níveis de umidade do solo, recebam um peso maior (+2). O índice pode variar de -24 (média de todos os meses menor que 50 mm) a +24 (todas as médias mensais acima de 200 mm) e foi considerado por Walsh (1996) como muito sensível às diferenças no regime de

chuvas, estando bem correlacionado com os limites entre diferentes formações de florestas tropicais.

Valores de temperatura média foram calculados por regressão múltipla a partir das variáveis independentes latitude, longitude e altitude. Valores de precipitação geralmente representam médias para séries de 30 anos, porém, em alguns casos, foram considerados períodos menores, como a série de 18 anos disponível para a Estação C4-107, em Santa Rita do Passa Quatro. Os dados de temperatura, já convertidos em médias, e parte dos dados de precipitação foram disponibilizados pelo Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO), do Instituto Agrônomo de Campinas. Dados de precipitação não disponíveis nesse órgão foram retirados da página do Departamento de Águas e Energia Elétrica / Secretaria de Energia, Recursos Hídricos e Saneamento do estado de São Paulo (DAEE 2004).

Análise da diversidade alfa

Adotamos como medida da diversidade alfa o número de espécies por amostra, ou riqueza de espécies (Whittaker 1972, Magurran 1988). O número de espécies amostradas pode diferir entre amostras, porque as comunidades possuem diferentes riquezas de espécies, apresentam diferentes formas da distribuição de abundância relativa das espécies, ou porque foram amostradas com diferentes esforços amostrais. Estas três variáveis podem refletir padrões biologicamente relevantes de disponibilidade de recursos e condições de crescimento, porém podem também refletir diferenças de esforço amostral (Gotelli & Colwell 2001). Dessa forma, visando diminuir a influência do tamanho das amostras, estimamos a riqueza de espécies para amostras com tamanho padronizado através de aleatorização Monte Carlo no programa EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger 2001). Este procedimento consiste na estimativa da riqueza média e do intervalo de confiança a 95% para amostras com o mesmo número de árvores retiradas de amostras maiores. Este procedimento é equivalente à formulação hipergeométrica, também conhecida como rarefação, da probabilidade de encontrar s espécies em subamostras de tamanho n a partir de amostras maiores de tamanho N e com S espécies (Hurlbert 1971). Por permitir a estimativa da riqueza para amostras com tamanho padronizado, esta técnica é uma das maneiras de se contornar a dificuldade de trabalhar com amostras de tamanhos diferentes (Magurran 1988, Gotelli & Colwell 2001).

A análise de rarefação baseada no número de indivíduos assume que a distribuição dos indivíduos no ambiente é aleatória, que o tamanho das amostras é suficiente e que os conjuntos comparados foram amostrados da mesma maneira. Assim, se a distribuição dos indivíduos não for aleatória ou se o tamanho da amostra não for suficiente, a rarefação pode não distinguir diferentes padrões de riqueza (Condit *et al.* 1996, Gotelli & Colwell 2001). Com o objetivo de examinar uma possível influência do tamanho da amostra simulada sobre os níveis de variação da diversidade, a estimativa da riqueza foi obtida para três séries de tamanho amostral: 300, 400 e 500 árvores, que foram comparadas entre si. A comparação das séries indicou uma redução de 4,2 a 9,6% do número de espécies, quando o número de árvores foi reduzido de 500 para 400 árvores, e de 9,9 a 21,6%, com a redução de 500 para 300 árvores, ou seja, amostras com 300 árvores representam no mínimo 78,4% da riqueza obtida para amostras com 500 árvores. Além disso, foi constatada alta concordância na ordem dos valores obtidos para as três séries ($r^2 > 0,994$). Diante desses resultados, adotamos o tamanho mais inclusivo, de 300 árvores, para a realização das demais análises, assumindo que este representa satisfatoriamente a variação identificada nas séries com um número maior de árvores amostradas. A riqueza de espécies estimada em cada amostra padronizada de 300 árvores será referida daqui por diante como S300.

Os valores de S300 foram então usados para investigar a ocorrência de padrões na variação da riqueza de espécies em relação às variáveis geográficas e climáticas no estado de São Paulo. Foram usadas as análises de correlação e de regressão linear simples e múltipla, e de covariância para comparar a variação entre tipos florestais (Sokal & Rohlf 1995). Assumimos uma relação funcional entre S300 e as variáveis examinadas, assim como independência entre as amostras. Através do exame dos diagramas de dispersão e dos resíduos padronizados das regressões simples e de melhor ajuste, identificamos a necessidade de transformar as variáveis longitude (LW), distância do oceano (DO) e precipitação anual (PA), que foram transformadas para raiz quadrada (LW e DO) e logaritmo natural (PA). Entretanto, mesmo com a transformação não foi possível eliminar totalmente os desvios da normalidade para LW e PA, embora tenha melhorado a distribuição dos resíduos. A partir da análise de regressão múltipla, foram obtidos modelos mínimos por meio de supressão (“stepwise backward”), sendo retiradas do modelo as variáveis independentes menos significativas ($p > 0,05$) e com alto nível de intercorrelação (tolerância $< 0,2$). Essa análise permitiu ainda identificar amostras muito influentes e/ou com

resíduos elevados (desvio-padrão $> 2,0$), que foram desconsideradas das análises de correlação e de regressão que resultaram nos modelos apresentados.

Resultados

A riqueza estimada para as amostras com 300 árvores (S300) variou de 4,8 a 112,7 espécies (Tabela 3.1, Figura 3.2a). Os menores valores foram obtidos para as florestas de restinga em solo turfoso em Pariquera-Açu (r10) e Iguape (r8), com 4,8 e 20,4 espécies, respectivamente. Os maiores valores foram obtidos para as florestas ombrófilas em Sete Barras (o51 e o52), com 112,7 e 104,4 espécies, respectivamente.

Florestas ombrófilas (FO) foram em média 40% mais ricas que florestas semidecíduas (FE) e mais que o dobro que florestas de restinga (FR), paludícolas (FP) e decídua (FD) (Figura 3.2b). Porém, houve grande sobreposição dos valores, principalmente entre os limites de 50,2 e 84,7 espécies, que corresponderam ao mínimo obtido para FO e ao máximo, para FE, respectivamente (Figura 3.2a). Das 31 amostras da FO, 14 apresentaram riqueza acima do valor máximo da FE, e apenas três (o21 Itapety 3, o40 Japi e o42 São Roque 2) apresentaram riqueza inferior à média da FE, que foi de 60,4 espécies. Por outro lado, apenas uma amostra da FE (e7 Bosque dos Jequitibás) apresentou riqueza superior à média da FO, de 82,3 espécies, e oito apresentaram riqueza abaixo do valor mínimo da FO (50,2 espécies): e10 (Moji Guaçu), e22 (Mata do Pomar), e26 (Jaboticabal), e27 (Matão 1), e28 (Matão 2), e32 (Caetetus 1), e33 (Caetetus 2), e36 (Assis). Houve ainda sobreposição entre os valores mais baixos da FO e da FE com aqueles da FR e FD, bem como sobreposição dos valores mais baixos da FR com os da FP.

Variação da riqueza de espécies em função das variáveis geográficas e climáticas

Para todas as variáveis examinadas, amostras da FR, FP e FD foram pontos discordantes em relação às tendências apresentadas pelas demais amostras, representantes da FO e da FE (Figura 3.3a-j). Aparentemente, os baixos valores de S300 que caracterizaram essas florestas não apresentaram qualquer relação com as variáveis examinadas e foram identificados nas análises de regressão como pontos muito influentes e/ou com elevado desvio-padrão. Além dessas amostras,

uma da FO (o22 em Atibaia) foi identificada como “outlier” em relação ao número de meses secos (MS), por apresentar riqueza acima do esperado pela tendência indicada pelas demais amostras (Figura 3.3f). Portanto, para obter um melhor ajuste dos dados, essas nove amostras foram desconsideradas das análises apresentadas a seguir, que ficaram restritas às demais amostras da FO e da FE.

Para o conjunto das florestas ombrófilas e semidecíduas, a riqueza foi significativamente correlacionada a todas as variáveis examinadas, exceto à temperatura média anual (Tabela 3.2). A riqueza tendeu a aumentar linearmente com o aumento da latitude sul (LS), número de meses úmidos (MU), índice de perumidade (IP), amplitude térmica anual (AT) e logaritmo da precipitação anual (PA); e a diminuir linearmente com o aumento da altitude mediana (AM), número de meses secos (MS), raiz quadrada da longitude (LW) e raiz quadrada da distância do oceano (DO) (Figura 3.3a-j). Entretanto, a necessidade de transformar as variáveis LW, DO e PA indicou a natureza mais complexa da variação da riqueza em relação a estas variáveis. No caso de LW e DO, S300 tendeu a diminuir até certo valor (por volta de 49° de longitude e 300 km do oceano) e a aumentar a partir deste, numa relação que se aproximou da quadrática. As florestas que mais se desviaram da relação linear, com valores de riqueza acima do esperado para os valores mais altos de LW e DO, foram as florestas estacionais localizadas no extremo oeste do estado de São Paulo (e39, e40, e41 em Teodoro Sampaio). No caso de PA, a relação de S300 com os valores não transformados assumiu forma logarítmica, indicando restrição ao aumento da riqueza com o aumento da precipitação por volta de 2000 mm. As amostras com riqueza abaixo do esperado, pela relação com PA, foram as florestas ombrófilas em Ubatuba (o2, o3, o5, o7) e na Ilha do Cardoso (o50), que foram também mais próximas ao oceano.

As variáveis mais correlacionadas com S300 foram, em ordem decrescente, número de meses secos (MS), latitude (LS), amplitude térmica anual (AT) e distância do oceano (DO), com valores de r entre 0,677 e 0,708 (Tabela 3.2). Houve ainda correlação significativa de S300 com precipitação anual (PA), número de meses úmidos (MU) e índice de perumidade (IP), com r igual a 0,517, 0,562 e 0,600, respectivamente. A maioria das variáveis foi também correlacionada entre si, como PA, MU e IP ($r > 0,9$) e LS, AT e DO ($r > 0,8$) (Tabela 3.2).

Modelos de regressão

As principais equações obtidas a partir da regressão linear de S300 com as variáveis geográficas e climáticas estão apresentadas na tabela 3.3, e um resumo das análises está apresentado como apêndice no final deste Capítulo.

A partir da regressão de S300 com todas as variáveis consideradas, o modelo mínimo reteve somente o número de meses secos (MS) e a distância do oceano (DO) (equação 5 da Tabela 3.3). Este modelo respondeu por 59,1% da variação de S300 e indicou que estas duas variáveis foram suficientes para explicar grande parte da variação existente entre as florestas analisadas. Quando consideradas separadamente, MS e DO explicaram uma proporção próxima da variação de S300 (equações 1 e 4) e foram significativamente correlacionadas entre si ($r = 0,627$, $p < 0,000$, Tabela 3.2). Porém, o fato terem sido retidas no modelo mínimo indicou que, apesar de correlacionadas, estas variáveis apresentaram efeito aditivo sobre a variação de S300, ou seja, há variação significativa de S300 mesmo quando uma das variáveis é mantida constante.

O modelo mínimo também indicou que o tipo florestal, considerado como variável categórica na obtenção do modelo, não foi significativo. Além disso, a análise de covariância indicou que não houve interação significativa entre o tipo florestal e as variáveis retidas no modelo mínimo (Apêndice 3c). Esses resultados sugerem que, embora haja diferença significativa dos valores médios de riqueza entre os tipos florestais FO e FE ($F = 42,28$, $p < 0,000$), a tendência de variação de S300 não difere entre eles.

Devido à intercorrelação entre a maioria das variáveis, foi possível obter ainda equações alternativas que explicaram uma proporção da variação próxima àquela explicada pelo modelo mínimo. Para a obtenção dessas equações, as variáveis MS e DO foram excluídas do modelo inicial, uma de cada vez ou simultaneamente, e as demais variáveis foram testadas através de supressão interativa até a obtenção de resultados significativos. Dessa forma, com a exclusão de DO, o modelo reteve as variáveis MS e LS e respondeu por 56,1% da variação (equação 6); ou, alternativamente, reteve as variáveis MS, LW e AT e respondeu por 61,0% (equação 7). Excluindo MS e mantendo DO, o modelo reteve as variáveis DO, TA e AT e respondeu por 60,3% da variação (equação 8). Com a exclusão simultânea de MS e DO, o modelo reteve PA e LS, respondendo por 56,5% da variação (equação 9); ou reteve LW, TA e AT, respondendo por 58,8% da variação (equação 10).

Os gráficos da figura 3.4 mostram a relação entre valores observados e esperados pelos três modelos que mais explicaram a variação de riqueza (equações 5, 7 e 8, Tabela 3.3). No geral, esses modelos superestimaram os valores mais baixos de riqueza, porém essa tendência foi mais acentuada nos modelos que incluíram DO (Figuras 3.4a e 3.4c). Portanto, a variável MS, além de ser a variável individual que mais explicou a variação da riqueza (equações 1), foi também a principal componente do modelo que mais explicou a variação da riqueza das florestas ombrófilas e estacionais no estado de São Paulo (Figura 3.4b).

Discussão

Apesar das limitações implícitas ao método de rarefação, o tamanho amostral de 300 árvores, adotado no presente estudo, resultou numa boa estimativa da riqueza das florestas analisadas. Para uma avaliação nesse sentido, consideramos uma outra medida de diversidade, o alfa de Fisher, que é amplamente utilizado por ser considerado pouco sensível à variação do tamanho amostral (Clinebell *et al.* 1995, Condit *et al.* 1996, ter Steege *et al.* 2003). Calculamos valores de alfa de Fisher (α) para as amostras originais, isto é, não padronizadas e, a partir desses valores calculamos o número esperado de espécies (s) para amostras com 300 árvores (n), empregando a fórmula: $s = \alpha \ln(1 + n/\alpha)$ (Whittaker 1972). Então, analisamos a correlação dessas duas medidas com S300. Nos dois casos, as medidas foram altamente correlacionadas com S300, sendo $r^2 = 0,883$ quando correlacionamos os valores de α das amostras originais com S300 e $r^2 = 0,984$ quando correlacionamos os valores de s para 300 árvores com S300. Neste último caso, os valores foram também bastante próximos.

A principal tendência de variação da riqueza das florestas representadas no estado de São Paulo ocorreu no sentido do litoral para o interior, coincidindo com a variação florístico-estrutural, para os níveis de espécie e de família (Capítulos 1 e 2 desta tese). Esse padrão foi relacionado aos dois tipos florestais principais, representados no conjunto de amostras analisadas: Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecídua. Florestas de restinga, paludícola e decídua apresentaram valores mais baixos de riqueza e, aparentemente, sem qualquer relação com as variáveis investigadas. Essa discrepância reforça a separação desses tipos florestais também quanto à riqueza de espécies, demonstrando sua natureza mais afeita às características do

solo que do clima, caracterizada pela dominância acentuada de poucas espécies (Torres *et al.* 1994, Ivanauskas & Rodrigues 2000, Scarano 2002).

Após a exclusão das amostras daqueles três tipos florestais, a variável climática mais correlacionada com a variação da riqueza foi o número de meses secos (MS). A riqueza de espécies tendeu a diminuir com o aumento da estação seca, que variou de 0 a 5 meses. Porém, foi também fortemente correlacionada à amplitude térmica anual (diretamente), latitude (diretamente) e distância do oceano (inversamente). Devido à intercorrelação entre a maioria das variáveis, somente o número de meses secos e a distância do oceano foram retidas pelo modelo mínimo e, juntas, explicaram cerca de 60% da variação da riqueza de espécies arbóreas. Isso representou um acréscimo de 10% em relação ao que foi explicado pelo número de meses secos tomado como uma variável isolada.

Como a linha da costa no estado de São Paulo é uma diagonal com direção nordeste-sudoeste, menores distâncias do oceano correspondem também a menores valores de longitude oeste ($r = 0,798$) e a maiores valores de latitude sul ($r = -0,819$). Portanto, a correlação direta da riqueza com latitude e amplitude térmica anual, indicando uma tendência oposta ao que seria esperado com base em padrões mais gerais de diversidade (MacArthur 1965, Pianka 1966, Francis & Currie 1998), pode ser mais uma consequência da correlação destas variáveis com a distância do oceano, ou seja, um efeito indireto da distância do oceano e do gradiente de umidade associado. O'Brien (1993) descreveu um padrão longitudinal de variação da riqueza da flora lenhosa da África do Sul, no qual o clima respondeu por 78% da variação. O'Brien (1993) encontrou que a riqueza aumentou onde a quantidade e a duração da energia foram otimizadas e a umidade maximizada; e decresceu com a quantidade ou duração das mudanças de energia acima ou abaixo das condições ótimas, ou quando a umidade decresceu. Esse padrão é semelhante ao que encontramos em florestas ombrófilas e semidecíduas do estado de São Paulo.

A ocorrência de um gradiente de umidade relacionado à variação da riqueza ou diversidade alfa entre sítios da floresta tropical foi demonstrada por estudos que destacaram a estacionalidade da precipitação (Clinebell *et al.* 1995, ter Steege *et al.* 2003) ou o total anual de chuva (Hall & Swaine 1976, Gentry 1988) como fatores principais. Nas localidades que analisamos, essas variáveis foram inversamente correlacionadas entre si, porém a precipitação anual foi menos correlacionada com a variação da riqueza. Embora a precipitação anual tenha variado de 1323 mm a 2519 mm, em 77% das amostras foi inferior a 1700 mm. Porém, mesmo

com precipitação anual abaixo desse valor, 19 (36%) amostras foram classificadas como florestas ombrófilas. Esses valores podem ser considerados baixos em comparação com aqueles referidos por Gentry (1995) e Walsh (1996) para florestas pluviais tropicais. Gentry (1995) categorizou como floresta tropical seca sítios com precipitação anual inferior a 1600 mm, mas considerou problemática a classificação de várias amostras com precipitação entre 1400 e 1800 mm e bem distribuída ao longo do ano. Gentry (1995) citou como exemplo as florestas em Linhares (ES) e Jacarepaguá (RJ) na costa atlântica brasileira, que, apesar da pequena precipitação anual, são classificadas como florestas úmidas. Para classificar uma floresta tropical como pluvial, Walsh (1996) considerou valores de precipitação anual de pelo menos 1700 mm, mas freqüentemente com mais de 2000 mm e estação seca ausente ou curta (menos de quatro meses consecutivos com precipitação inferior a 100 mm). Walsh (1996) apontou que essas condições ocorrem geralmente entre os 5 graus de latitude norte e sul, mas citou o lado atlântico da América do Sul entre os exemplos que se estendem além desses limites.

A influência do oceano sobre a distribuição de climas mais úmidos para além do esperado pela relação com a latitude já é bem discutida para a distribuição da vegetação mundial (Breckle 2002). Estudos como os de Gentry (1988) e Clinebell *et al.* (1995), que analisaram a variação da riqueza incluindo amostras pontuais de 0,1 ha em vários locais da região neotropical, indicaram que sítios da floresta atlântica eram “outliers”, porque apresentavam diversidade maior do que a esperada a partir da quantidade de chuva. Peixoto & Gentry (1990) destacaram que a riqueza encontrada na floresta atlântica de Linhares correspondia ao dobro da esperada para precipitação anual de 1403 mm, e que sua riqueza era semelhante à das florestas não estacionais da Amazônia superior, na Colômbia, e à das florestas de dipterocarpáceas, em Bornéu. Gentry (1988) e Clinebell *et al.* (1995) apontaram que, além do histórico particular e dos fatores fitogeográficos, as condições contemporâneas dos sítios da floresta atlântica teriam sido pobremente avaliadas. Portanto, considerar apenas a precipitação pluvial poderia subestimar a natureza méstica dos sítios florestais na costa brasileira, que teriam um lençol freático superficial e receberiam umidade atmosférica adicional do oceano. Além disso, Clinebell *et al.* (1995) mostraram que, em média, mais indivíduos são empacotados em 0,1 ha de floresta atlântica do que em muitas outras florestas neotropicais, sendo o excesso de espécies parcialmente uma função do maior número de indivíduos amostrados.

Em decorrência do padrão que obtivemos, florestas litorâneas sob clima não estacional foram mais diversas que florestas estacionais, mais distantes do oceano. Como esta tendência coincidiu com a classificação dessas florestas em duas regiões fito-ecológicas que ocupam áreas geográficas distintas (IBGE 1993), tanto explicações ecológicas quanto históricas poderiam ser igualmente plausíveis (Ricklefs 1999, 2004). Porém, o fato de não ter havido diferença significativa no padrão de variação da riqueza entre os dois tipos florestais sugere que a variação não decorreria de a amostra ser proveniente de um ou outro tipo florestal, nem que a Floresta Ombrófila, como um todo, seria mais rica que a Floresta Estacional Semidecídua, já que houve grande sobreposição dos valores entre ambas. Portanto, nossos resultados realçaram os mecanismos que permitem a coexistência de maior número de espécies em um local do que em outro. Em outras palavras, o modelo de regressão que encontramos leva a discutir por que ocorrem mais espécies em determinadas condições locais que em outras.

A influência do gradiente de umidade ou da intensidade do período seco é consistente com algumas hipóteses que consideram os efeitos da umidade sobre os limites de tolerância à luz e relações planta-inimigo. De acordo com essas hipóteses, a umidade constantemente alta aumentaria a tolerância à sombra, levando a maior densidade e a maior número de guildas funcionais no sobosque (Wright 1992, Givnish 1999, ter Steege *et al.* 2003). A pressão exercida por insetos e fungos tenderia a aumentar com a umidade mais previsível e constante. Como o ataque de herbívoros, predadores e patógenos é maior nos locais em que o recurso está mais concentrado, a diversidade arbórea seria influenciada pela mortalidade dependente da densidade espécie-específica. Dessa forma, espécies intolerantes ao estresse causado pelo período seco seriam acrescentadas com a diminuição da estacionalidade das chuvas, porque fatores como pressão por pestes e níveis baixos de luz no subosque mitigariam a exclusão competitiva. Tanto o ataque de pestes quanto os níveis baixos de luz podem reduzir a taxa de crescimento e a competição potencial por outros recursos. Então, o estresse causado pela seca e, possivelmente, por nutrientes modelaria a riqueza de espécies de plantas por limitar o número de espécies aptas a lidar fisiologicamente com os muitos ambientes da floresta tropical (Wright 1992).

Entretanto, a contribuição significativa da distância do oceano no modelo mínimo que obtivemos indicou que outros fatores além do clima interagiriam com a distância do oceano na determinação da riqueza de espécies. No estado de São Paulo, entre os fatores prováveis estão o tamanho e a conectividade dos remanescentes florestais. Como a fragmentação aumenta com a

distância do oceano, a diminuição da riqueza pode ser também uma consequência do grau de fragmentação dos sítios analisados. É possível ainda que a contribuição de outras floras possa influenciar na maior diversidade local de algumas áreas, como as florestas no pontal do Paranapanema, conforme indicou a relação não linear entre a variação da riqueza e os dados não transformados de distância do oceano e longitude. Por estarem localizadas em uma zona de transição, essas florestas recebem espécies de outras formações vegetais, especialmente dos Cerradões de Mato Grosso do Sul e da chamada floresta do rio Paraná na região de Nova Iguaçu.

Em resumo, a variação da riqueza independentemente do tipo florestal sugere que as condições climáticas locais podem ser mais importantes na determinação do número de espécies que podem ocorrer juntas em um local do que fatores históricos. Por outro lado, a contingência histórica poderia responder pela variação residual (Whittaker *et al.* 2001). Por exemplo, devido ao maior estoque de espécies e à especialização de habitat na FO (Capítulo 1), parte da sua maior diversidade pode ser devida à diversidade beta. Se a diversidade regional é maior, mais espécies em média poderão ocorrer em florestas individuais, devido a dinâmicas de manchas e imigração local (Hubbell & Foster 1986). Portanto, diferenças históricas poderiam ser mais importantes na determinação do estoque de espécies em cada tipo florestal (Huston 1999). Contudo, a contingência histórica não pode ser usada para fazer generalizações sobre padrões de diversidade, e um ponto de partida é usar variáveis ambientais apropriadas que, em si, são essencialmente independentes da riqueza, mas que são necessária e fundamentalmente relacionadas às atividades biológicas, como o clima (O'Brien 1998, Whittaker *et al.* 2001).

Agradecimentos

Ao Professor Orivaldo Brunini do Instituto Agronômico de Campinas, por ter disponibilizado de parte dos dados climáticos; e a Veridiana V. Scudeller por ter disponibilizado parte dos dados florísticos.

Referências bibliográficas

- Breckle S.W. 2002. Walter's vegetations of the Earth. The ecological systems of the geobiosphere. 4th edn. Springer, Berlin.
- Clinebell II R.R., Phillips O.L., Gentry A.H., Stark N. e Zuuring H. 1995. Prediction of neotropical tree and liana species richness from soil and climatic data. *Biodiversity and Conservation* 4: 56-90.
- Condit R., Hubbell S.P., La Frankie J.V., Sukumar R., Manokaran N., Foster R.B., e Ashton S. 1996. Species-area and species-individual relationships for tropical trees: a comparison of three 50-ha plots. *Journal of Ecology* 84: 549-562.
- DAEE 2004. Banco de dados pluviométricos do estado de São Paulo, Departamento de Águas e Energia Elétrica/Secretaria de Energia, Recursos Hídricos e Saneamento). www.daee.sp.gov.br (acessada em 12/03/2004).
- Durigan G., Franco G.A.D.C., Saito M. e Baitello J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica de Caetetus, Gália, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 23(4): 369-381.
- Francis A.P. e Currie D.J. 2003. A globally consistent richness-climate relationship for Angiosperms. *The American Naturalist* 161(4): 523-536.
- Gentry A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75(1): 1-34.
- Gentry A.H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: Bullock S.H., Mooney H.A e Medina E. (eds.), *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Givnish T.J. 1999. On the causes of gradients in tropical tree diversity. *Journal of Ecology* 87: 193-210.
- Gotelli N. J. and Colwell R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Gotelli N.J. e Entsminger G.L. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. e Kesey-Bear. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.

- Hall J.B. e Swaine M.D. 1976. Classification and ecology of closed-canopy forest in Ghana. *Journal of Ecology* 64: 913-951.
- Hubbell S.P. e Foster R.B. 1986. Biology, chance, and structure of tropical rain forest tree communities. In: Diamond J. e Case T. (eds.), *Community ecology*. Harper and Row, New York. pp. 314-329.
- Hueck K. 1972. *As florestas da América do sul*. Editora Polígono, São Paulo.
- Hurlbert S. H. 1971. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52(4): 577-586.
- Huston M.A. 1999. Local process and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos* 86: 393-401.
- IBGE 1992. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Série Manuais Técnicos em Geociências n1.
- IBGE 1993. *Mapa da vegetação do Brasil*. IBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Escala 1: 5000 000.
- Ivanauskas N.M., Rodrigues R.R. e Nave A.G. 1997. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. *Revista Brasileira de Botânica* 20: 139-153.
- Ivanauskas N.M. e Rodrigues R.R. 2000. Florística e fitossociologia de remanescente de floresta estacional decidual em Piracicaba, São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 23(3): 291-304.
- Ivanauskas N.M., Monteiro R. e Rodrigues R.R. 2000. Similaridade florística entre áreas de floresta atlântica no estado de São Paulo. *Brazilian Journal of Ecology* 1-2: 71-81.
- Leitão-Filho H.F. 1982. Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo. *Silvicultura em São Paulo* 16:197-206.
- MacArthur R.H. 1965. Patterns of species diversity. *Biological Review*. 40: 510-33.
- Magurran A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Chapman e Hall, London.
- Myers N., Mittermeier A.R., Mittermeier C.G., Fonseca G.A.B. e Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- O'Brien E.M. 1993. Climatic gradients in woody plant species richness: towards an explanation based on an analysis of southern Africa's woody flora. *Journal of Biogeography* 20: 181-198.
- O'Brien E.M. 1998. Water-energy dynamics, climate, and prediction of woody plant species richness: an interim general model. *Journal of Biogeography* 25: 379-398.

- Oliveira A.A. e Mori S.A. 1999. A central Amazonian terra firme forest I. High tree species richness on poor soils. *Biodiversity and Conservation* 8: 1219-1244.
- Oliveira-Filho A.T. e Fontes M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32(4b): 793-810.
- Pausas J.G. e Austin A.M. 2001. Patterns of plant species richness in relation to different environment: An appraisal. *Journal of Vegetation Science* 12: 153-166.
- Peixoto A.L. e Gentry A. 1990. Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 13: 19-25.
- Phillips O.L., Hall P., Gentry A.H., Sawyer S.A. e Vásquez R. 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 91: 2805-2809.
- Pianka E.R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: A review of concepts. *The American Naturalist* 100: 33-46.
- Pitman C.A., Terborgh J.W., Silman M.R., Núñez V.P., Neill D.A., Céron C.E., Palacios W.A. e Aulestia M. 2002. A comparison of tree species diversity in two upper Amazonian forests. *Ecology* 83(11): 3210-3224.
- Ricklefs R.E. 1999. Global patterns of tree species richness in moist forests: distinguishing ecological influences and historical contingency. *Oikos* 86(2): 369-373.
- Ricklefs R.E. 2004. A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters* 7: 1-15.
- Ross J.L.S. e Moroz I.C. 1997. Mapa Geomorfológico do estado de São Paulo, escala 1: 500.000. FFLCH/IPT/FAPESP, São Paulo.
- Salis S.M., Shepherd G.J. e Joly C.A. 1995. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. *Vegetatio* 119: 155-164.
- São Paulo 1997. Decreto 759, Mata Atlântica, Regulamentação para o estado de São Paulo. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.
- São Paulo 2001. Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo. Governo do Estado de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.
- Scarano F.R. 2002. Structure, Function and relationships of plants communities in stressful habitats marginal to the atlantic rainforest. *Annals of Botany* 90: 517-524.

- Scudeller V.V., Martins F.R. e Shepherd G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in southeastern Brazil. *Plant Ecology* 152: 185-199.
- Sokal R.R. e Rohlf F.J. 1995. *Biometry*. W.H. Freeman and Company, New York.
- Tabarelli M. e Mantovani W. 1999. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 22: 217-223.
- ter Steege H.T., Pitman N., Sabatier D., Castellanos H., van der Hoult P., Daly D.C., Silveira M. Phillips O., Vasquez R., van Andel T., Duivenvoorden J., Oliveira A.A., Ek R., Lilwah R., Thomas R., van Essen J., Baider C. Maas P., Mori S., Terborgh J., Vargas P.N., Mogollón H. e Morawetz W. 2003. A spacial model of tree α -diversity and tree density for the Amazon. *Biodiversity and Conservation* 12: 2255-2277.
- Torres R.B., Matthes A.F. e Rodrigues R. 1994. Florística e estrutura do componente arbóreo de mata de brejo em Campinas - SP. *Revista Brasileira de Botânica* 17(2): 189-194.
- Torres R.B., Martins F.R. e Kinoshita L.S. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 20: 41-49.
- Walsh R.P.D. 1996. Climate. In: Richards P.W. (ed), *Tropical rain forest*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 159-205.
- Whittaker R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21(2/3): 213-251.
- Whittaker R.J., Willis K.J e Field R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453-470.
- Wright S.J. 1992. Seasonal drought, soil fertility and the species density of tropical forest plant communities. *Tree* 7(8): 260-262.

Tabela 3.1. Informações sobre as 69 amostras em florestas atlânticas no estado de São Paulo, que consideraram árvores com DAP (diâmetro do tronco na altura do peito) ou DAS (diâmetro do tronco na altura do solo) mínimo $\geq 4,8$ cm. Cód: códigos das amostras, ordenadas por tipo florestal (o: Floresta Ombrófila Densa, e: Floresta Estacional Semidecídua, r: Floresta de restinga, p: Floresta paludícola e d: Floresta decídua), LS: latitude sul (graus decimais), LW: longitude oeste (graus decimais), AM: altitude mediana (m), DO: distância do oceano (km), PA: precipitação média anual (mm), MS: número de meses com precipitação < 60 mm, MU: número de meses com precipitação > 100 mm, IP: índice de perumidade, TA: temperatura média anual ($^{\circ}\text{C}$), AT: amplitude térmica anual, Dma: diâmetro mínimo incluído (DAP, ou DAS quando indicado pelo símbolo §). S300, S400 e S500: número médio de espécie e intervalo de confiança a 95% (obtido por simulação Monte Carlo), para amostras com 300, 400 e 500 árvores, Ni: número de árvores e Ne: número de espécies da amostra original.

Cód	Local/Município (Referência*)	LS/LW	AM	DO	PA	MS	MU	IP	TA	AT	S300	S400	S500	Dma	Ni	Ne
o2	Picinguaba (encosta)/Ubatuba (1)	23,37/44,80	100	13	2519	1	11	12,0	21,8	7,1	73,3 (6,5)	81,0 (6,1)	87,0 (5,5)	4,8	812	99
o3	Picinguaba (ripária)/Ubatuba (1)	23,37/44,80	100	13	2519	1	11	12,0	21,8	7,1	80,5 (7,6)	90,2 (6,7)	97,2 (6,1)	4,8	899	113
o5	Picinguaba (encosta)/Ubatuba (1)	23,37/44,80	600	13	2519	0	12	20,0	21,6	7,7	101,5 (2,6)	-	-	4,8	318	104
o6	Picinguaba (encosta)/Ubatuba (1)	23,37/44,80	1000	13	2519	0	12	20,0	21,6	7,7	89,0 (2,5)	-	-	4,8	316	91
o7	Instituto Agrônômico/Ubatuba (2)	23,45/45,07	105	2	2519	1	11	12,0	21,8	7,1	88,5 (7,6)	101,4 (7,1)	111,4 (5,4)	10,0	640	123
o19	Serra do Itapety 1/Moji das Cruzes (3)	23,47/46,15	974	39	1373	2	5	-2,5	20,1	7,0	80,7 (6,0)	90,6 (4,2)	-	4,8	480	97
o20	Serra do Itapety 2/Moji das Cruzes (3)	23,47/46,15	974	39	1373	2	5	-2,5	20,1	7,0	66,4 (5,5)	74,5 (4,0)	-	4,8	480	80
o21	Serra do Itapety 3/Moji das Cruzes (3)	23,47/46,15	974	39	1373	2	5	-2,5	20,1	7,0	57,2 (4,7)	63,2 (3,3)	-	4,8	480	67
o22	Grota Funda/Atibaia (4)	23,17/46,42	1270	80	1345	5	6	-1,5	19,9	6,7	93,2 (7,4)	102,9 (7,1)	110,1 (6,6)	4,8	1001	131
o24	Vale do Rio Pilões/Cubatão (5)	23,90/46,42	100	3	2507	0	11	17,5	22,9	8,3	100,4 (8,1)	114,1 (7,9)	124,6 (7,1)	6,3	777	145
o25	Cumbica/Guarulhos (6)	23,42/46,47	763	55	1448	2	6	1,5	18,7	7,4	66,4 (7,2)	74,0 (7,3)	79,9 (7,2)	9,5	1765	113
o26	Cantareira - Pinheirinho/São Paulo (7)	23,37/46,43	1025	59	1575	3	6	1,5	18,6	7,6	92,8 (8,2)	104,8 (7,8)	114,0 (7,3)	10,0	976	140
o27	PEFI/São Paulo (8)	23,63/46,60	798	38	1330	3	6	0,5	18,6	7,6	77,4 (4,3)	-	-	4,8	360	84
o28	PEFI/São Paulo (9)	23,63/46,60	795	38	1330	3	6	0,5	18,6	7,6	66,1 (7,0)	74,6 (6,6)	81,5 (6,2)	8,0	872	97
o29	PEFI/São Paulo (10)	23,65/46,62	795	37	1330	3	6	0,5	18,6	7,6	95,1 (5,8)	108,1 (2,5)	-	5,0	416	110
o30	PEFI/São Paulo (10)	23,65/46,62	795	37	1330	3	6	0,5	18,6	7,6	95,1 (7,2)	109,6 (5,2)	-	5,0	476	119
o31	PEFI/São Paulo (11)	23,65/46,62	795	37	1330	3	6	0,5	18,6	7,6	63,8 (4,2)	-	-	8,0 [§]	369	70
o34	Cantareira - Águas Claras/Mairiporã (12)	23,42/46,63	1012	60	1575	3	6	1,5	18,6	7,4	75,0 (8,3)	84,4 (8,3)	91,7 (8,0)	4,8	2384	144
o40	Serra do Japi (topo)/Jundiá (13)	23,18/46,92	1170	98	1376	3	6	1,5	19,1	7,3	50,2 (4,0)	54,7 (2,1)	-	5,0	433	56

Tabela 3.1 (Continuação)

Cód	Local/Município (Referência*)	LS/LW	AM	DO	PA	MS	MU	IP	TA	AT	S300	S400	S500	Dma	Ni	Ne
o41	Mata da Câmara/São Roque (14)	23,52/47,12	887	81	1521	2	6	2,5	19,4	6,9	60,8 (4,8)	66,1 (3,5)	70,0 (0,3)	4,8	501	70
o42	Mata da Câmara/São Roque (14)	23,52/47,12	962	81	1521	2	6	2,5	19,4	6,9	58,9 (4,1)	64,5 (2,3)	-	4,8	436	66
o43	Mata da Câmara/São Roque (14)	23,52/47,12	997	81	1521	2	6	2,5	19,4	6,9	70,6 (4,5)	-	-	4,8	394	78
o44	Juréia – Guaraúzinho/Peruíbe (15)	24,33/47,00	50	2	2047	0	9	11,5	24,5	7,8	102,9 (9,6)	118,6 (9,8)	131,2 (9,7)	5,0	1437	189
o45	Juréia – planície do Rio Verde/Iguape (16)	24,53/47,23	0	3	1955	0	11	13,5	24,3	8,0	90,5 (9,4)	103,0 (9,3)	113,2 (9,4)	5,0	1826	173
o46	Juréia – Serra da Juréia/Iguape (17)	24,53/47,23	175	3	1955	0	11	13,5	24,3	8,0	100,9 (9,1)	115,8 (8,6)	128,0 (7,9)	9,5	800	155
o47	Campina do Encantado/Pariquera-Açu (18)	24,67/47,80	18	24	1587	1	8	7,5	22,2	8,7	81,1 (7,3)	90,4 (6,7)	97,8 (5,8)	4,8	769	112
o48	José Cione/Pariquera-Açu (19)	24,60/47,88	30	35	1587	1	8	7,5	22,2	8,7	82,2 (8,3)	93,6 (7,9)	102,8 (7,5)	4,8	949	128
o49	Antônio Povinske/Pariquera-Açu (19)	24,67/47,88	40	28	1587	1	8	7,5	22,2	8,7	97,4 (9,2)	111,6 (9,1)	123,1 (8,6)	4,8	1007	163
o50	Ilha do Cardoso/Cananéia (20)	25,17/47,98	175	15	2377	0	10	13,5	22,2	8,9	77,8 (7,4)	87,6 (6,8)	95,3 (5,7)	9,8	727	108
o51	Carlos Botelho/Sete Barras (21)	24,12/47,95	800	76	1748	0	8	7,5	22,5	8,6	112,7 (8,3)	129,6 (7,3)	143,0 (5,2)	10,0	579	152
o52	Intervalos – Saibadela/Sete Barras (22)	24,23/48,08	105	75	1748	0	8	7,5	22,5	8,6	104,4 (8,8)	119,3 (8,2)	130,9 (7,5)	5,0	781	153
e1	Reserva Ecológica/Águas da Prata (23)	21,92/46,70	950	220	1652	3	7	2,5	20,6	7,0	63,3 (5,0)	69,7 (3,2)	-	5,0	464	73
e2	Rio do Peixe (encosta)/Lindóia (24)	22,53/46,97	740	165	1593	3	6	1,5	21,1	6,5	70,3 (3,7)	-	-	5,0 [§]	364	75
e3	Rio do Peixe (Borda do Rio)/Lindóia (24)	22,53/46,97	740	165	1593	3	6	1,5	21,1	6,5	74,8 (4,1)	-	-	5,0 [§]	385	81
e5	Mata Ribeirão Cachoeira/Campinas (25)	22,83/46,93	663	132	1465	3	6	0,5	20,2	7,2	73,0 (8,0)	83,0 (7,7)	91,1 (7,5)	5,0	1080	119
e6	Sta Genebra/Campinas (26)	22,83/47,10	595	140	1465	3	6	0,5	20,2	7,2	78,5 (5,3)	86,5 (3,4)	-	4,8	454	90
e7	Sta Genebra/Campinas (26)	22,83/47,10	595	140	1465	3	6	0,5	20,2	7,2	61,9 (4,3)	-	-	4,8	384	68
e9	Bosque dos Jequitibás/Campinas (27)	22,92/47,10	610	132	1465	3	6	0,5	20,2	7,2	84,8 (8,3)	95,4 (8,6)	103,5 (8,5)	10,0	1787	149
e10	Mata ciliar /Moji Guaçu (28)	22,30/47,22	600	198	1366	3	6	-0,5	21,8	6,4	45,7 (2,7)	-	-	10,0	333	48
e15	Vassununga/Sta Rita do Passa Quatro (29)	21,68/47,63	590	279	1551	3	7	2,5	21,1	5,9	60,4 (5,7)	64,9 (5,6)	68,2 (5,1)	10,0	1812	81
e16	Vassununga/Sta Rita do Passa Quatro (30)	21,67/47,50	610	274	1551	3	7	2,5	21,1	5,9	65,2 (6,4)	71,8 (6,3)	76,9 (5,9)	4,8 [§]	926	92
e17	Vassununga/Sta Rita do Passa Quatro (31)	21,68/47,62	640	278	1551	3	7	2,5	21,1	5,9	59,8 (5,2)	65,0 (4,4)	68,7 (3,6)	10,0	698	73
e22	Mata do Pomar/Piracicaba (32)	22,75/47,67	550	183	1329	3	6	-0,5	20,9	7,1	40,5 (4,8)	45,2 (3,7)	49,2 (1,7)	5,0	522	50
e23	Fazenda Cachim/São Carlos (33)	21,92/47,83	850	266	1785	4	6	2,5	20,4	6,5	54,1 (6,2)	59,3 (6,0)	63,3 (5,5)	5,0	1216	77
e24	Serra de Itaqueri/Itirapina (34)	22,38/47,88	767	228	1440	3	6	0,5	20,7	6,3	59,4 (6,5)	66,3 (6,1)	71,7 (5,5)	5,0	873	85
e25	Estação Experimental/Angatuba (35)	23,42/48,33	700	163	1418	2	6	1,5	23,2	6,0	80,1 (7,9)	90,6 (7,6)	98,8 (7,3)	4,8	1063	128
e26	FCAV/Jaboticabal (36)	21,20/48,33	573	361	1426	4	6	0,5	22,6	5,7	49,6 (5,5)	54,0 (5,5)	57,4 (5,5)	4,8	1694	76
e27	Mata da Virgínia/Matão (37)	21,58/48,50	500	338	1323	5	6	0,5	22,5	5,9	41,6 (5,6)	46,5 (5,4)	50,5 (5,2)	4,8	1143	65
e28	Mata da Virgínia/Matão (37)	21,58/48,50	500	338	1323	5	6	0,5	22,5	5,9	48,0 (6,6)	54,5 (6,4)	59,7 (5,8)	4,8	902	74
e29	Fazenda Sta Irene/Itatinga (38)	23,28/48,55	580	188	1375	2	6	-0,5	19,9	6,7	66,2 (6,7)	73,9 (6,6)	80,2 (6,3)	4,8	845	97
e30	Rio passa cinco/Ipeúna (39)	22,42/48,75	630	277	1514	3	6	1,5	21,3	6,4	63,6 (7,0)	70,8 (6,9)	76,3 (7,0)	5,0	1883	108
e31	Reserva Estadual/Bauru (40)	22,32/49,07	570	307	1407	3	6	0,5	21,7	6,3	52,6 (4,3)	57,1 (2,9)	-	10,0	486	60

Tabela 3.1 (Continuação)

Cód	Local/Município (Referência*)	LS/LW	AM	DO	PA	MS	MU	IP	TA	AT	S300	S400	S500	Dma	Ni	Ne
e32	Caetetus /Gália (41)	22,40/49,70	580	337	1500	3	6	1,5	20,9	6,9	44,9 (5,7)	51,1 (5,1)	56,1 (4,1)	5,0	644	62
e33	Caetetus /Gália (42)	22,40/49,70	580	337	1500	3	6	1,5	20,9	6,9	44,2 (7,0)	50,6 (6,7)	55,8 (6,4)	5,0	1111	77
e34	Caetetus /Gália (42)	22,40/49,70	660	337	1500	3	6	1,5	20,9	6,9	57,8 (6,3)	64,1 (6,3)	68,7 (5,9)	5,0	1282	87
e35	Estação Experimental/Marília (43)	22,02/49,92	440	384	1514	3	6	1,5	20,3	6,8	60,1 (3,8)	-	-	5,0	392	65
e36	Estação Ecológica/Assis (43)	22,58/50,37	500	363	1490	2	7	3,0	21,8	6,5	45,0 (4,4)	48,8 (3,9)	51,7 (3,1)	5,0	638	55
e37	Fazenda Berrante/Tarumã (43)	22,70/50,52	520	363	1457	2	7	3,0	22,9	7,7	66,5 (2,2)	-	-	5,0	326	68
e39	Morro do Diabo /Teodoro Sampaio (44)	22,50/52,33	300	521	1394	2	7	0,5	23,4	6,7	65,8 (3,1)	-	-	5,0	384	69
e40	Morro do Diabo /Teodoro Sampaio (44)	22,50/52,33	320	521	1394	2	7	0,5	23,4	6,7	75,2 (4,4)	-	-	5,0	375	82
e41	Morro do Diabo /Teodoro Sampaio (44)	22,50/52,33	340	521	1394	2	7	0,5	23,4	6,7	61,1 (2,4)	-	-	5,0	381	63
r5	Picinguaba/Ubatuba (1)	23,37/44,80	2	13	2519	1	11	12,0	21,8	7,1	50,5 (6,4)	55,7 (6,5)	59,7 (6,1)	4,8	2226	88
r6	Picinguaba/Ubatuba (45)	23,37/44,80	2	13	2519	1	11	12,0	21,8	7,1	54,0 (5,9)	59,3 (5,5)	63,2 (5,0)	4,8	996	74
r8	Chauás (solo turfoso)/Iguape (46)	24,77/47,65	9	11	1955	0	11	13,5	24,3	8,0	20,4 (2,1)	21,6 (1,1)	-	6,3	429	22
r10	Campina do Encantado (solo turfoso profundo)/Pariquera-Açu (18)	24,67/47,80	0	24	1587	1	8	7,5	22,2	8,7	4,8 (0,8)	-	-	4,8	546	5
r11	Campina do Encantado (solo turfoso raso)/Pariquera-Açu (18)	24,67/47,80	0	24	1587	1	8	7,5	22,2	8,7	40,2 (3,8)	43,2 (2,9)	45,6 (1,2)	4,8	519	46
p1	CEC/Campinas (47)	22,92/47,08	660	131	1465	3	6	0,5	20,2	7,2	22,5 (3,9)	24,9 (3,8)	26,8 (3,6)	5,0	930	33
p2	Fazenda Sta Irene/Itatinga (48)	23,30/48,65	570	192	1375	2	6	-0,5	19,9	6,7	29,7 (3,7)	31,5 (3,5)	32,9 (3,4)	4,8	1242	39
d1	Bairro dos Godinhos/Piracicaba (49)	22,65/47,65	554	190	1329	3	6	-0,5	20,9	7,1	39,3 (4,8)	43,0 (4,5)	45,8 (4,1)	4,8	894	53

*Referências - 1. Sanchez-Lacerda 2001, 2. Silva & Leitão-Filho 1982, 3. Tomasulo 1995, 4. Grombone *et al.* 1990, 5. Leitão-Filho (Org.) 1993, 6. Gandolfi 1991, 7. Baitello *et al.* 1993, 8. Nastri *et al.* 1992, 9. Gomes 1998, 10. Vuono 1985, 11. Knobel 1995, 12. Arzolla 2002, 13. Rodrigues *et al.* 1989, 14. Cardoso-Leite 1995, 15. Melo *et al.* dados não publicados, 16. Melo *et al.* 2001, 17. Mantovani 1993, 18. Sztutman & Rodrigues 2002, 19. Ivanauskas 1997, 20. Melo 2000, 21. Dias *et al.* 2000, 22. Almeida-Scabbia 1996, 23. Toledo-Filho *et al.* 1998, 24. Toledo-Filho *et al.* 2000, 25. Cielo-Filho 2001, 26. Gandolfi 2000, 27. Matthes 1980, 28. Gibbs *et al.* 1980, 29. Vieira *et al.* 1989, 30. Martins 1991, 31. Bertoni *et al.* 1988, 32. Tabanez *et al.* 1997, 33. Silva & Soares 2002, 34. Kotchetkoff-Henriques & Joly 1994, 35. Figueiredo 1993, 36. Pinto 1989, 37. Rozza 1997, 38. Ivanauskas *et al.* 1999, 39. Rodrigues 1991, 40. Cavassan *et al.* 1984, 41. Durigan *et al.* 2000, 42. Franco 2002, 43. Durigan 1994, 44. Schlittler 1990, 45. Cesar & Monteiro 1995, 46. Ramos-Neto 1993, 47. Torres *et al.* 1994, 48. Ivanauskas *et al.* 1997, 49. Ivanauskas & Rodrigues 2000 (Apêndice B, no final da tese).

Tabela 3.2. Correlação de Pearson entre todos os pares de variáveis, considerando somente amostras da Floresta Ombrófila Densa e da Floresta Estacional Semidecídua. LS: latitude sul, LW: longitude oeste, AM: altitude mediana, DO: distância do oceano, PA: precipitação média anual, MS: número de meses secos (precipitação < 60 mm), MU: número de meses úmidos (precipitação > 100 mm), IP: índice de perumidade, TA: temperatura média anual, AT: amplitude térmica anual, S300: riqueza estimada para amostras com 300 árvores. Os níveis de significância da correlação (p) estão indicados abaixo de cada valor de r e os valores de r acima de 0,5 estão destacados em negrito. n = 60 amostras.

	LS	LW*	AM	DO*	PA [#]	MS	MU	IP	TA	AT
LW*	-0.347 0.007									
AM	-0.302 0.019	-0.207 0.112								
DO*	-0.819 0.000	0.798 0.000	0.137 0.295							
PA [#]	0.370 0.004	-0.454 0.000	-0.449 0.000	-0.548 0.000						
MS	-0.762 0.000	0.221 0.089	0.488 0.000	0.627 0.000	-0.704 0.000					
MU	0.436 0.000	-0.326 0.011	-0.599 0.000	-0.532 0.000	0.913 0.000	-0.772 0.000				
IP	0.497 0.000	-0.375 0.003	-0.518 0.000	-0.589 0.000	0.924 0.000	-0.789 0.000	0.966 0.000			
TA	0.053 0.688	0.376 0.003	-0.729 0.000	0.117 0.372	0.383 0.003	-0.448 0.000	0.538 0.000	0.473 0.000		
AT	0.874 0.000	-0.243 0.062	-0.337 0.009	-0.682 0.000	0.389 0.002	-0.699 0.000	0.461 0.000	0.535 0.000	0.060 0.648	
S300	0.698 0.000	-0.375 0.003	-0.298 0.021	-0.677 0.000	0.517 0.000	-0.708 0.000	0.562 0.000	0.600 0.000	0.197 0.132	0.687 0.000

* Valores transformados para raiz quadrada.

[#] Valor transformado para logaritmo natural.

Tabela 3.3. Equações que mais explicaram a variação da diversidade de espécies arbóreas, para amostras das florestas ombrófilas densa e estacionais semidecíduas no estado de São Paulo. LS: latitude sul (graus decimais), LW: longitude oeste (graus decimais), AM: altitude mediana (m), DO: distância do oceano (km), PA: precipitação anual média (mm), MS: número de meses secos (precipitação < 60 mm), TA: temperatura média anual (°C) e AT: amplitude térmica anual.

Equações	r ²
1. $S300 = 93,745 - 10,159 \text{ MS}$	49,3
2. $S300 = - 250,006 + 13,918 \text{ LS}$	47,8
3. $S300 = - 39,999 + 15,595 \text{ AT}$	46,3
4. $S300 = 92,814 - 1,955 \sqrt{\text{DO}}$	45,8
5. $S300 = 98,338 - 6,707 \text{ MS} - 1,109 \sqrt{\text{DO}}$	59,1
6. $S300 = -89,062 - 6,035 \text{ MS} + 7,524 \text{ LS}$	56,1
7. $S300 = 230,827 - 6,197 \text{ MS} - 29,179 \sqrt{\text{LW}} + 7,754 \text{ AT}$	61,0
8. $S300 = - 27,488 - 1,321 \sqrt{\text{DO}} + 2,594 \text{ TA} + 8,206 \text{ AT}$	60,3
9. $S300 = - 405,631 + 11,705 \text{ LS} + 28,046 \text{ LnPA}$	56,5
10. $S300 = 254,277 - 50,344 \sqrt{\text{LW}} + 2,594 \text{ TA} + 13,319 \text{ AT}$	58,8

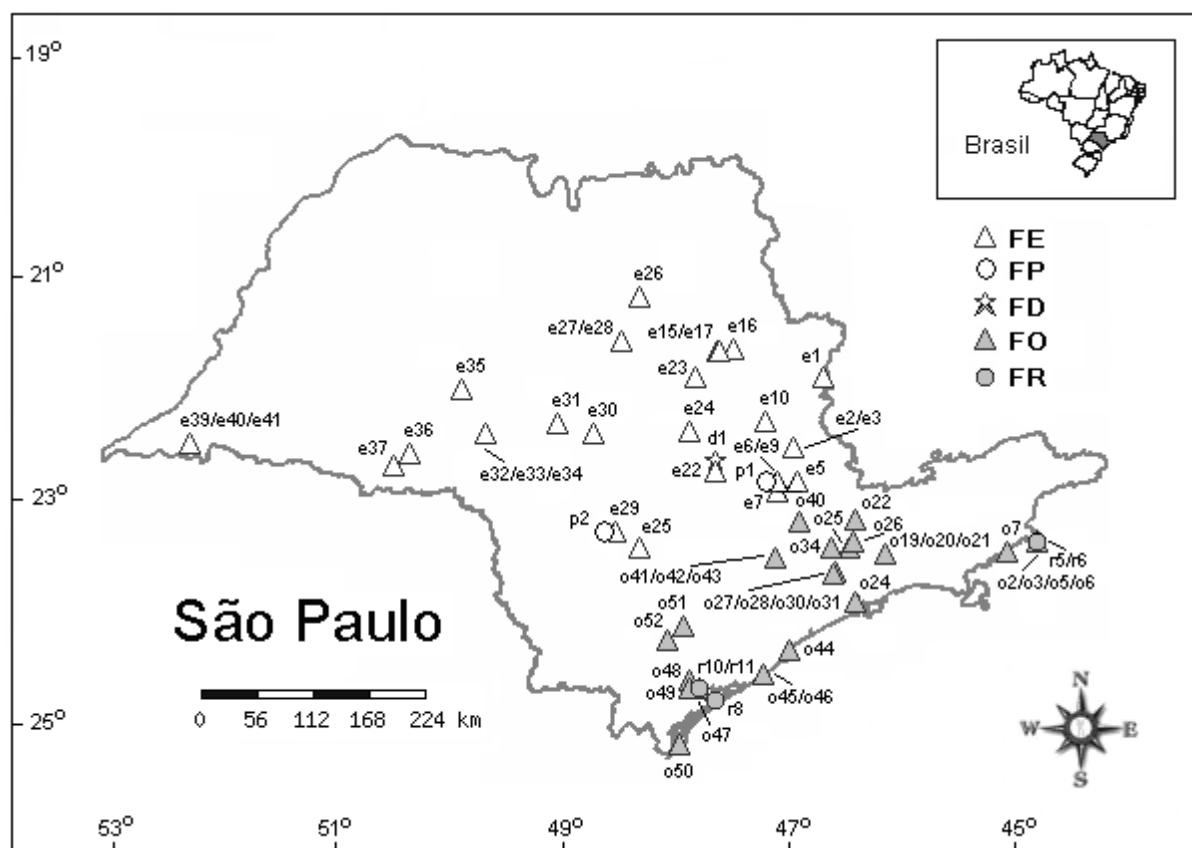


Figura 3.1. Localização das amostras de florestas no estado de São Paulo selecionadas para as análises (mapa gerado na página <http://splink.cria.org.br>, acessada em 12/11/2005). FE: Floresta Estacional Semidecídua, FP: Floresta paludícola, FD: Floresta decídua, FO: Floresta Ombrófila Densa, FR: Floresta de restinga. Informações adicionais sobre as amostras encontram-se na tabela 3.1.

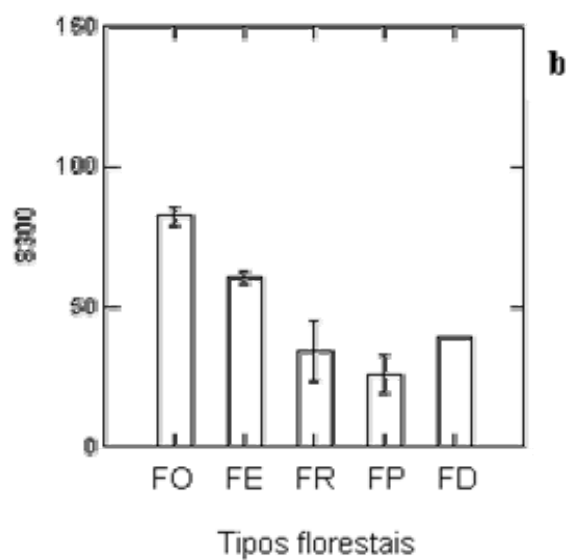
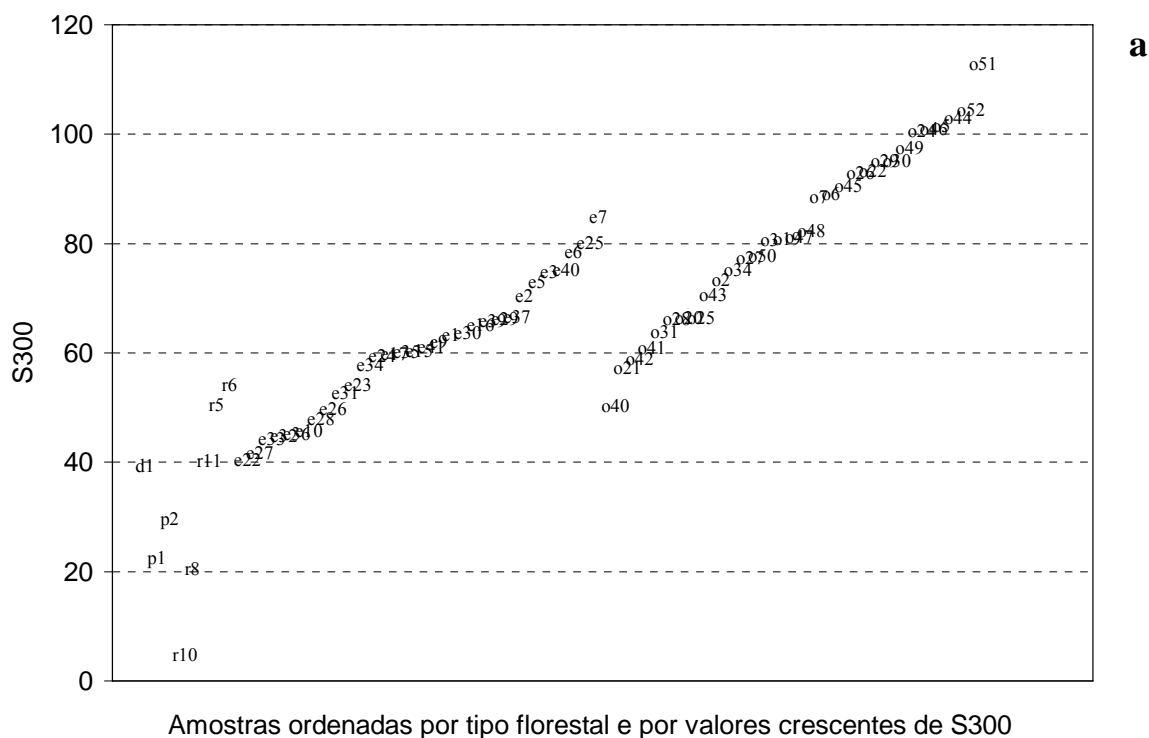


Figura 3.2. Comparação da riqueza arbórea (S300) estimada para as 69 amostras de florestas no estado de São Paulo. a) Valores crescentes de S300 por tipo florestal (FD: Floresta decídua, FP: Floresta paludícola, FR: Floresta de restinga, FE: Floresta Estacional Semidecídua e FO: Floresta Ombrófila Densa, indicados pelas letras d, p, r, e, o, respectivamente). b) Comparação das médias entre os tipos florestais.

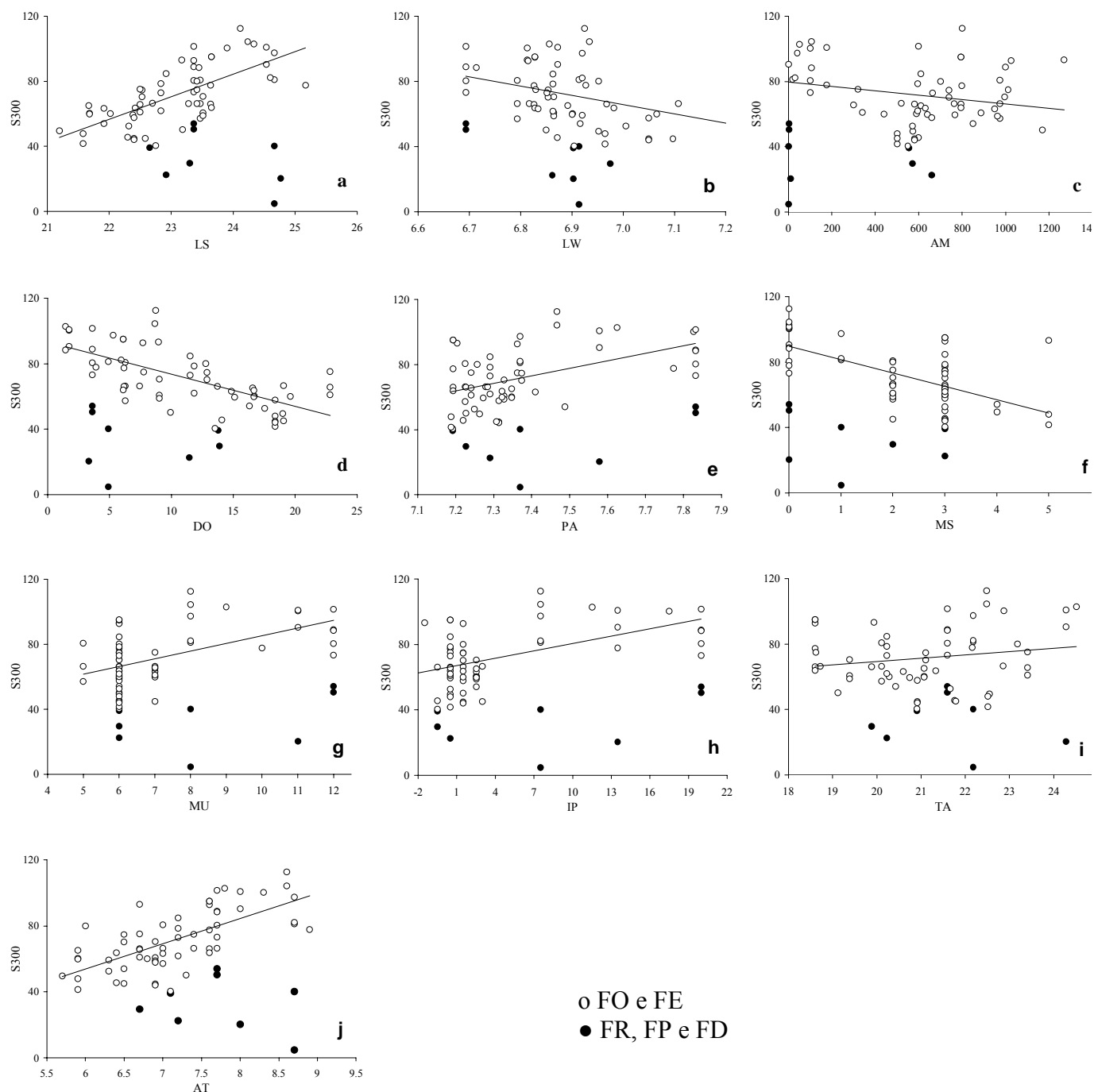


Figura 3.3. Relação entre S300 e as variáveis examinadas (a-j). LS: latitude sul, LW: longitude oeste, AM: altitude mediana (m), DO: distância do oceano (km), PA: precipitação média anual (mm), MS: número de meses secos (ou com precipitação média < 60 mm), MU: número de meses úmidos (ou com precipitação média > 100 mm), IP: índice de perumidade, TA: temperatura média anual (°C), AT: amplitude térmica anual. A linha de tendência indicada nos gráficos corresponde somente às amostras dos tipos FO e FE.

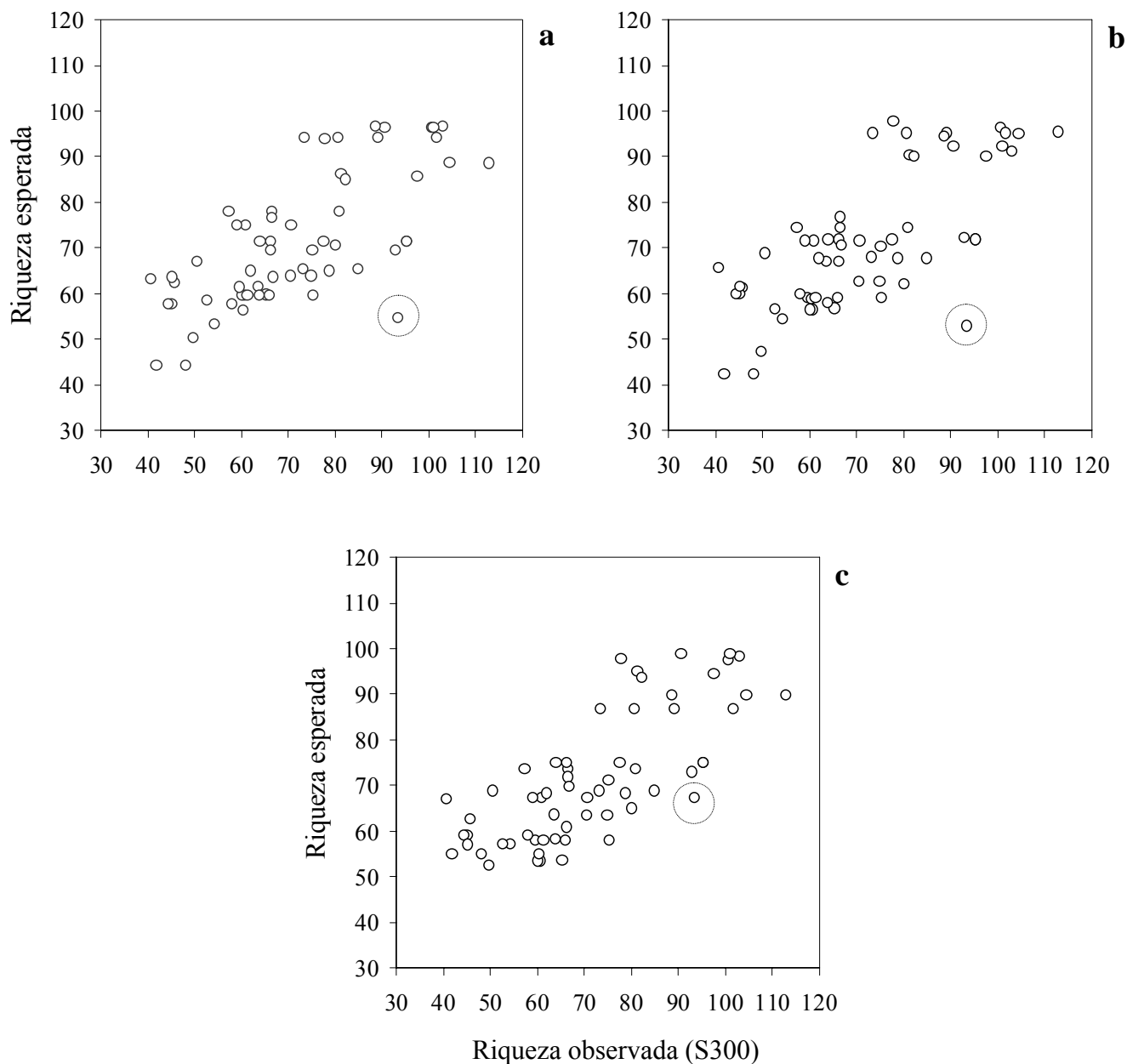


Figura 3.4. Relação entre valores observados de S300 e valores previstos pelas equações de regressão que mais explicaram a variação de S300, considerando somente as amostras das florestas ombrófilas e estacionais semidecíduas. a) equação 5 ($S300 = 98,338 - 6,707 \text{ MS} - 1,109 \sqrt{\text{DO}}$, $r^2 = 59,1\%$), b) equação 7 ($S300 = 230,827 - 6,197 \text{ MS} - 29,179 \sqrt{\text{LW}} + 7,754 \text{ AT}$, $r^2 = 61,0\%$) e c) equação 8 ($S300 = -27,488 - 1,321 \sqrt{\text{DO}} + 2,594 \text{ TA} + 8,206 \text{ AT}$, $r^2 = 60,3\%$). A amostra destacada por um círculo (o22, em Atibaia) foi desconsiderada na obtenção dos modelos.

Apêndice

Resumo das análises de regressão, múltipla (a) e simples (b), e de covariância (c). LS: latitude sul e LW: longitude oeste (graus decimais), AM: altitude mediana (m), DO: distância do oceano (km), PA: precipitação média anual (mm), MS: número de meses secos (precipitação < 60 mm), MU: número de meses úmidos (precipitação > 100 mm), IP: índice de perumidade, TA: temperatura média anual (°C), AT: amplitude térmica anual, S300: riqueza estimada para amostras com 300 árvores.

- a) Regressões múltiplas. Variável dependente: S300; n = 60 amostras, sendo 30 da Floresta Ombrófila Densa e 30 da Floresta Estacional Semidecídua.

- Todas as variáveis

R= 0,769 R ² = 0,591 R ² adj= 0,577 Standard error of estimate= 11,669						
Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	T	P(2 Tail)
CONSTANT	98,338	3,349	0,000		29,360	0,000
√DO	-1,109	0,314	-0,384	0,607	-3,532	0,001
MS	-6,707	1,560	-0,467	0,607	-4,300	0,000

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	Df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	1213,294	2	5606,647	41,177	0,000
Residual	761,046	57	136,159		

- Excluindo DO

R= 0,781 R ² = 0,610 R ² adj = 0,589 Standard error of estimate= 11,491						
Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	230,827	92,503	0,000		2,495	0,016
√LW	-29,179	12,723	-0,198	0,936	-2,293	0,026
MS	-6,107	1,678	-0,426	0,509	-3,641	0,001
AT	7,754	2,668	0,342	0,504	2,906	0,005

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	Df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	11579,940	3	3859,980	29,233	0,000
Residual	7394,400	56	132,043		

▪ Excluindo MS

R= 0,777 R²= 0,603 R² adj = 0,582 Standard error of estimate= 11,599

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	-27,488	26,817	0,000	,	-1,025	0,310
TA	2,594	0,980	0,229	0,950	2,646	0,011
AT	8,206	2,662	0,362	0,515	3,082	0,003
√DO	-1,321	0,340	-0,457	0,510	-3,879	0,000

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	Df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	11440,791	3	3813,597	28,348	0,000
Residual	7533,549	56	134,528		

▪ Excluindo MU, IP, MS e DO

R= 0,767 R²= 0,588 R² adj = 0,566 Standard error of estimate= 11,814

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	254,277	96,538	0,000	,	2,634	0,011
√LW	-50,344	14,253	-0,341	0,788	-3,532	0,001
TA	3,286	1,065	0,290	0,835	3,085	0,003
AT	13,319	2,036	0,587	0,914	6,542	0,000

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	Df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	11158,280	3	3719,427	26,649	0,000
Residual	7816,059	56	139,572		

▪ Excluindo MU, IP, DO e AT

R= 0,749 R²= 0,561 R² adj = 0,546 Standard error of estimate= 12,087

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	-89,062	65,741	0,000	,	-1,355	0,181
LS	7,524	2,703	0,377	0,419	2,784	0,007
MS	-6,035	1,944	-0,421	0,419	-3,104	0,003

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	Df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	10647,027	2	5323,514	36,439	0,000
Residual	8327,312	57	146,093		

▪ Excluindo MU, IP, DO, AT e MS

R= 0,751 R²= 0,565 R² adj = 0,549 Standard error of estimate= 12,039

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	-405,631	63,261	0,000	,	-6,412	0,000
LS	11,705	1,876	0,587	0,863	6,238	0,000
LnPA	28,046	8,793	0,300	0,863	3,189	0,002

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	Df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	10713,390	2	5356,695	36,961	0,000
Residual	8260,949	57	144,929		

b) Regressões simples

▪ DO

R= 0,677 R²= 0,458 R² adj= 0,449 Standard error of estimate= 13,313

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	92,814	3,529	0,000	,	26,300	0,000
√DO	-1,955	0,279	-0,677	1,000	-7,004	0,000

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	Df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	8695,166	1	8695,166	49,062	0,000
Residual	10279,174	58	177,227		

▪ MS

R= 0,708 R²= 0,501 R² adj= 0,493 Standard error of estimate= 12,771

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	93,745	3,378	0,000	,	27,750	0,000
MS	-10,159	1,330	-0,708	1,000	-7,638	0,000

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	Df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	9514,711	1	9514,711	58,338	0,000
Residual	9459,628	58	163,097		

▪ AT

R= 0,687 R²= 0,472 R² adj = 0,463 Standard error of estimate= 13,142

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	-39,992	15,537	0,000	,	-2,574	0,013
AT	15,595	2,166	0,687	1,000	7,201	0,000

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	Df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	8956,796	1	8956,796	51,858	0,000
Residual	10017,543	58	172,716		

▪ LS

R= 0,698 R²= 0,487 R² adj = 0,478 Standard error of estimate= 12,956

Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tolerance	t	P(2 Tail)
CONSTANT	-250,006	43,330	0,000	,	-5,770	0,000
LS	13,918	1,876	0,698	1,000	7,419	0,000

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	Df	Mean-Square	F-ratio	P
Regression	9239,088	1	9239,088	55,044	0,000
Residual	9735,251	58	167,849		

c) Análise de covariância

▪ Variável dependente: S300, Fator: TIPO, Covariável: MS

R= 0.743 R²= 0.552

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
TIP	266.401	1	266.401	1.754	0.191
MS	2695.369	1	2695.369	17.745	0.000
TIP*MS	18.199	1	18.199	0.120	0.731
Error	8506.185	56	151.896		

▪ Variável dependente: S300, Fator: TIPO, Covariável: DO

R= 0.690 R²= 0.475

Analysis of Variance

Source	Sum-of-Squares	df	Mean-Square	F-ratio	P
TIP	277.969	1	277.969	1.564	0.216
√DO	2040.120	1	2040.120	11.479	0.001
TIP*√DO	318.053	1	318.053	1.790	0.186
Error	9952.857	56	177.730		

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As áreas florestadas consideradas neste estudo estão sujeitas a diferentes tipos de pressão antrópica e apresentam um histórico próprio que é difícil de ser considerado, quando se pretende selecionar variáveis que auxiliem na interpretação de gradientes ou classes de vegetação (Salis *et al.* 1995, Torres *et al.* 1997). Entretanto, embora não considerados como variáveis, é provável que fatores relacionados ao grau de fragmentação e perturbação dessas florestas tenham influenciado nos padrões observados e a sua consideração deveria ser uma preocupação de estudos futuros. Outros fatores não considerados neste estudo, como solo e relevo, provavelmente respondam por variações em escalas mais locais, como o nível de paisagem, e deveriam ser prioridades em estudos em escalas mais finas que a considerada no presente estudo.

Os resultados obtidos nos três capítulos indicaram a existência de um gradiente principal único de variação florística e de diversidade, que inclui as florestas ombrófilas e as estacionais semidecíduas e foi relacionado principalmente à distância do oceano e à intensidade do período seco. Com o aumento da distância do oceano e a diminuição da disponibilidade hídrica ao longo do ano, espécies com distribuição mais restrita são substituídas por espécies com distribuição mais ampla. A flora regional torna-se empobrecida, devido ao menor estoque de espécies concentradas em famílias generalistas. Esses resultados reforçam a sugestão de alguns autores de que florestas neotropicais mais secas representam amostras depauperadas da flora de florestas neotropicais mais úmidas (Rizzini 1979, Gentry 1988, 1993, Oliveira-Filho & Fontes 2000).

O estresse causado pela seca possivelmente também modela a diversidade de espécies de árvores das florestas analisadas, por limitar o número de espécies que podem lidar fisiologicamente com os muitos ambientes da floresta tropical (Wright 1992). Além do maior estoque regional de espécies, florestas ombrófilas apresentaram também maior diversidade local média em relação aos demais tipos florestais. Em grande parte, esse excesso de espécies pode ser atribuído ao predomínio de famílias típicas da submata, como Myrtaceae, Rubiaceae, Melastomataceae e Sapotaceae, que, além do maior número de espécies, também apresentaram grande abundância, sendo dominantes localmente. Embora não exista uma relação causal simples, a definição de padrões ajuda a entender a natureza das diferenças entre comunidades.

Além disso, a descrição dos padrões de diversidade relacionados aos fatores ambientais pode contribuir para o entendimento de questões florestais e servir de base para planejamento de uso e conservação de áreas remanescentes, ou ainda para projetos de recuperação.

Um gradiente complexo ligando as florestas ombrófilas e estacionais semidecíduas sugere que a flora dessas florestas possui uma mesma origem, que as condições climáticas atuais devem ter variado pouco e o clima geral deve ter permanecido semelhante ao atual por um tempo longo. Porém, estando organizadas em lados opostos do mesmo gradiente ambiental, são florística, estrutural e funcionalmente distintas. Por tratar-se de um *continuum*, estabelecer quando termina um e começa o outro tipo é uma decisão arbitrária e tem sido feita com base na proporção de espécies caducifólias (IBGE 1992).

Dessa forma, a classificação da vegetação com base em caracteres fisionômicos, climáticos e edáficos, como a proposta pelo IBGE (1992) para as regiões fito-ecológicas, descreve adequadamente as principais variações florística e estruturais das florestas ocorrentes no estado de São Paulo. Entretanto, essa abordagem é insuficiente para descrever a natureza das variações intraclases, ou da continuidade entre classes, como os gradientes vegetacionais. Informações ecológicas importantes podem ser obtidas com análises de gradientes, como as relações hierárquicas entre fatores ambientais, a associação de táxons a determinadas condições, ou ainda a escala dos padrões estruturais. Análises de gradientes fornecem uma descrição mais detalhada da vegetação e podem ser uma importante ligação entre as análises em níveis mais gerais, como as classificações fisionômicas e climáticas, e aquelas voltadas para a descrição em escala mais fina de composição específica e demais investigações botânicas.

Referências bibliográficas

- Gentry A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75(1): 1-34.
- Gentry A.H. 1993. Diversity and floristic composition of lowland tropical forest in Africa and South America. In: Goldblatt P. (ed.), *Biological relationships between Africa and South America*. Yale University Press, New Haven, London, pp. 500-547.

- IBGE 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Série Manuais Técnicos em Geociências n1.
- Oliveira-Filho A.T. e Fontes M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32(4b): 793-810.
- Rizzini C.T. 1979. Tratado de fitogeografia do Brasil. Aspectos sociológicos e florísticos HUCITEC /USP, São Paulo. v.2.
- Salis S.M., Shepherd G.J. e Joly C.A. 1995. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. *Vegetatio* 119: 155-164.
- Torres R.B., Martins F.R. e Kinoshita L.S. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 20: 41-49.
- Wright S.J. 1992. Seasonal drought, soil fertility and the species density of tropical forest plant communities. *Tree* 7(8): 260-262.

APÊNDICES

Apêndice A

Tabela A.1. Relação das espécies arbóreas amostradas com DAP ou DAS mínimo $\geq 4,8$ cm, em florestas no estado de São Paulo, e listadas em levantamentos fitossociológicos disponíveis na literatura (Apêndice B). Os valores separados por barra correspondem ao número de registros (à esquerda) e de amostras (à direita), referentes a cada espécie nos tipos florestais: FO (Floresta Ombrófila Densa, n = 52 amostras), FE (Floresta Estacional Semidecídua, n = 41 amostras), FR (Floresta de restinga, n = 11), FP (Floresta paludícola, n = 2) e FD (Floresta decídua, n = 1 amostra).

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
ANACARDIACEAE					
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	1/1	877/29	-	-	-
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	6/3	57/3	-	-	-
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão [<i>Astronium urundeuva</i> Engl.]	-	2/1	-	-	11
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	8/4	8/2	-	-	-
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	195/17	49/13	143/4	165/2	-
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D. Mitchell [<i>Tapirira marchandii</i> Engl. / <i>Tapirira peckoltiana</i> Engl.]	90/9	37/5	-	-	-
ANNONACEAE					
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith	9/2	-	-	-	-
<i>Annona acutifolia</i> Saff. ex R.E. Fries	2/1	-	-	-	-
<i>Annona cacans</i> Warm.	13/10	35/15	-	-	-
<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.	3/2	112/17	-	-	-
<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	44/12	-	122/6	-	-
<i>Guatteria dusenii</i> R.E. Fries	5/2	-	-	-	-
<i>Guatteria gomeziana</i> A. St.-Hil.	19/7	-	118/1	-	-
<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.	66/21	27/7	-	-	-
<i>Porcelia macrocarpa</i> (Warm.) R.E. Fries	1/1	-	-	-	-
<i>Rollinia emarginata</i> Schlecht.	8/4	9/1	-	-	-
<i>Rollinia mucosa</i> (Jacq.) Baill.	3/2	-	-	-	-
<i>Rollinia sericea</i> (R.E. Fries) R.E. Fries	101/21	-	2/2	-	-
<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Mart. [<i>Rollinia exalbida</i> Mart. / <i>Rollinia fagifolia</i> A. St.-Hil.]	61/19	40/13	-	-	-
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	25/11	26/5	-	-	-
<i>Xylopia langsdorffiana</i> A. St.-Hil. & Tul.	56/8	-	13/1	-	-
APOCYNACEAE					
<i>Aspidosperma australe</i> Müll. Arg.	-	5/1	-	-	-
<i>Aspidosperma camporum</i> Müll. Arg. [<i>Aspidosperma nemorale</i> Handro]	-	4/1	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Aspidosperma compactinervium</i> Kuhlmann.	4/2	-	-	-	-
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.	-	58/16	-	-	28
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll. Arg.	146/16	-	-	-	-
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	49/10	10/2	-	-	-
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg. [<i>Aspidosperma peroba</i> Allemão ex Sald.]	10/2	539/33	-	-	9
<i>Aspidosperma pyricollum</i> Müll. Arg.	21/3	-	-	-	-
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg.	-	196/12	-	-	-
<i>Malouetia arborea</i> (Vell.) Miers [<i>Malouetia cestroides</i> Müll. Arg.]	101/15	-	9/2	-	-
<i>Rauvolfia sellowii</i> Müll. Arg.	1/1	1/1	-	-	-
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud. [<i>Peschiera fuchsiifolia</i> (A. DC.) Miers]	1/1	17/4	-	-	-
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	-	-	2/1	-	-
AQUIFOLIACEAE					
<i>Ilex brasiliensis</i> (Spreng.) Loes.	-	26/1	-	-	-
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	-	3/1	-	-	-
<i>Ilex dumosa</i> Reissek [<i>Ilex amara</i> (Vell.) Loes.]	13/8	1/1	20/5	-	-
<i>Ilex integerrima</i> Reissek	4/3	-	22/2	-	-
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	1/1	-	-	-	-
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hill.	7/5	17/1	-	-	-
<i>Ilex pseudobuxus</i> Reissek	-	4/1	304/3	29/1	-
<i>Ilex theezans</i> Mart.	31/6	-	210/6	-	-
ARALIACEAE					
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch [<i>Gilibertia cuneata</i> (DC.) Marchal / <i>Gilibertia heterophylla</i> Marchal / <i>Oreopanax capitatus</i> (Jacq.) Decne. & Planch]	50/4	80/8	2/1	51/2	-
<i>Didymopanax angustissimum</i> Marchall [<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin]	96/18	-	59/1	-	-
<i>Didymopanax calvum</i> (Cham.) Decne. & Planch.	31/15	4/2	12/3	-	-
<i>Didymopanax macrocarpum</i> (Cham. & Schltdl.) Seem.	2/1	-	-	-	-
<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	-	32/9	-	-	-
<i>Didymopanax navarroii</i> A. Sampaio	2/2	-	-	-	-
<i>Sciadodendron excelsum</i> Griseb.	-	4/3	-	-	-
ARECACEAE					
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	-	2/1	-	-	-
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	136/12	-	6/2	-	-
<i>Attalea dubia</i> (Mart.) Burret	5/4	-	-	-	-
<i>Bactris setosa</i> Mart.	34/4	-	4/2	-	-
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	1716/30	15/5	461/7	15/1	-
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	10/5	-	2/1	-	-
<i>Syagrus oleracea</i> Becc.	-	18/7	-	-	-
<i>Syagrus pseudococos</i> (Raddi) Glassman [<i>Barbosa pseudococos</i> (Raddi) Becc.]	114/9	-	36/3	-	-
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman [<i>Arecastrum romanzoffianum</i> (Cham.) Becc.]	299/14	147/20	-	21/1	1
ASTERACEAE					
<i>Baccharis elaeagnoides</i> Steud. ex Sch. Bip.	2/2	-	-	-	-
<i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera	-	16/1	-	-	-
<i>Dasyphyllum flagellare</i> (Casar.) Cabrera	-	3/1	-	-	-
<i>Eupatorium macrophyllum</i> L.	-	40/1	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	18/5	50/5	-	3/1	-
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusen ex Malme	12/4	-	-	-	-
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	41/12	3/3	-	-	-
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	28/6	1/1	-	-	-
<i>Piptocarpha oblonga</i> (Gardner) Baker	3/2	-	-	-	-
<i>Piptocarpha sellowii</i> Baker	-	10/5	-	-	-
<i>Vernonia diffusa</i> Less.	79/13	35/6	-	-	-
<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	6/3	-	4/1	-	-
<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	-	3/2	-	-	-
<i>Vernonia puberula</i> Less.	9/6	-	-	-	-
BIGNONIACEAE					
<i>Cybistax antisiphylitica</i> (Mart.) Mart.	2/2	-	1/1	-	-
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	-	18/3	-	-	-
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	28/8	12/7	-	-	-
<i>Jacaranda obovata</i> Cham. [<i>Jacaranda nitida</i> DC.]	-	-	17/1	-	-
<i>Jacaranda puberula</i> Cham. [<i>Jacaranda semiserrata</i> Cham.]	44/11	-	168/4	-	-
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	4/3	-	-	-	-
<i>Tabebuia alba</i> (Cham.) Sandwith	2/2	-	-	-	-
<i>Tabebuia cassinoides</i> DC.	1/1	-	16/1	-	-
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex DC.) Standl.	18/5	-	-	-	-
<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo	2/2	-	-	-	-
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. Ex DC.) Standl.. [<i>Tabebuia avellaneda</i> Lorentz ex Griseb.]	-	10/3	-	-	-
<i>Tabebuia obtusifolia</i> (Cham.) Bureau	43/3	-	-	-	-
<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) G. Nicholson	12/4	13/3	-	-	-
<i>Tabebuia umbellata</i> (Sond.) Sandwith	11/3	2/1	-	8/1	-
<i>Tabebuia vellosi</i> Toledo	1/1	24/5	-	-	-
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	-	56/17	-	-	-
BOMBACACEAE					
<i>Bombacopsis stenopetala</i> (Casar) A. Robyns	-	-	4/1	-	-
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) P. Ravenna [<i>Chorisia speciosa</i> A. St.-Hil.]	3/3	111/20	-	-	18
<i>Eriotheca candolleana</i> (K. Sshum.) A. Robyns	8/2	11/3	-	-	-
<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell. emend. & K. Schum.) A. Robyns	221/10	-	6/2	-	-
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	31/11	15/7	1/1	-	62
<i>Quararibea turbinata</i> (Sw.) Poir	14/4	-	1/1	-	-
BORAGINACEAE					
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	23/4	80/12	-	-	-
<i>Cordia glabrata</i> (Mart.) A. DC.	1/1	-	-	-	-
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	198/24	48/8	-	-	-
<i>Cordia silvestris</i> Fresen.	14/4	-	-	-	-
<i>Cordia superba</i> Cham.	1/1	4/2	-	-	-
<i>Cordia taguayensis</i> Vell.	17/3	-	-	-	-
<i>Cordia trichoclada</i> DC.	2/1	-	-	-	-
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	12/3	41/5	-	-	-
<i>Patagonula americana</i> L.	-	39/14	-	-	16
BURSERACEAE					
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) March.	19/8	117/13	-	56/1	-
<i>Protium kleinii</i> Cuatrec.	4/1	-	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl. [<i>Protium almecega</i> L. March.]	-	59/1	-	281/1	-
<i>Protium widgrenii</i> Engl.	123/14	5/2	-	-	-
CACTACEAE					
<i>Cereus hildmannianus</i> K. Schum.	-	-	-	-	95
CANELLACEAE					
<i>Capsicodendron dinizii</i> (Schwacke) Occhioni	4/3	-	-	-	-
CARICACEAE					
<i>Carica quercifolia</i> (A. St.-Hil.) Hieron.	-	28/1	-	-	-
<i>Jacaratia heptaphylla</i> (Vell.) A. DC.	70/4	-	-	-	-
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC. [<i>Jacaratia dodecaphylla</i> (Vell.) A. DC.]	4/2	118/16	-	-	-
CECROPIACEAE					
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	82/14	13/5	5/2	-	-
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	16/8	6/2	-	-	-
<i>Cecropia pachystachya</i> Trecul [<i>Cecropia cineaea</i> Miq. / <i>Cecropia obtusa</i> Trecul]	9/3	44/12	1/1	54/2	-
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	30/12	-	4/2	-	-
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl. [<i>Pourouma acutifolia</i> Trecul]	68/11	-	-	-	-
CELASTRACEAE					
<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	11/4	12/7	-	-	-
<i>Maytenus boaria</i> Mol.	8/6	-	-	-	-
<i>Maytenus brasiliensis</i> Mart.	-	-	14/1	-	-
<i>Maytenus communis</i> Reissek	4/1	2/1	-	-	-
<i>Maytenus distichophylla</i> Mart. ex Reissek	4/1	-	-	-	-
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	152/14	-	-	-	-
<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	17/3	-	-	-	-
<i>Maytenus robusta</i> Reissek [<i>Maytenus alaternoides</i> Reissek]	229/25	39/7	17/3	-	2
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	86/9	37/2	-	-	-
CHLORANTHACEAE					
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	-	-	-	14/1	-
CHRYSOBALANACEAE					
<i>Couepia leitaofilhoi</i> Prance	-	-	2/1	-	-
<i>Couepia venosa</i> Prance	17/5	-	2/1	-	-
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	117/25	3/3	12/6	-	-
<i>Licania hoehnei</i> Pilg.	20/9	-	-	-	-
<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	29/6	-	3/1	-	-
<i>Licania octandra</i> (Hoffmans. ex Roem. & Schultz) Kuntze	20/5	-	3/1	-	-
<i>Licania riedelii</i> Prance	2/1	-	-	-	-
<i>Licania spicata</i> Hook.f.	3/2	-	-	-	-
<i>Parinari brasiliensis</i> (Schott) Hook.f.	13/5	-	-	-	-
<i>Parinari excelsa</i> Sabine	19/8	-	-	-	-
CLETHRACEAE					
<i>Clethra scabra</i> Pers.	98/19	65/2	-	1/1	-
CLUSIACEAE					
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	5/3	21/4	123/6	486/2	-
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	19/4	-	45/7	-	-
<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart. [<i>Rhedia brasiliensis</i>]	3/1	-	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi [<i>Rheedia gardneriana</i> Planch. & Triana]	159/17	-	32/3	-	-
<i>Kielmeyera decipiens</i> Saddi	-	-	3/1	-	-
<i>Tovomitopsis paniculata</i> (Spreng.) Planch. & Triana	39/6	-	-	-	-
<i>Tovomitopsis saldanhae</i> Engl.	31/8	-	-	-	-
<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	12/1	-	-	-	-
<i>Vismia micrantha</i> Mart. ex. A. St.-Hil.	13/5	1/1	-	-	-
COMBRETACEAE					
<i>Buchenavia kleinii</i> Excell	14/6	-	-	-	-
<i>Terminalia argentea</i> (Cambess.) Mart.	-	1/1	-	-	-
<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess. ex A. St.-Hill.) Eichler	-	7/3	-	-	-
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	2/1	-	-	-	-
<i>Terminalia januarensis</i> DC.	6/3	-	-	-	-
<i>Terminalia phaeocarpa</i> Eichler	3/1	-	-	-	-
<i>Terminalia triflora</i> (Griseb.) Lillo	2/1	30/7	-	-	8
CONNARACEAE					
<i>Connarus regnellii</i> Schellenb.	28/4	7/3	-	-	-
CUNONIACEAE					
<i>Lamanonia speciosa</i> (Cambess.) L.B.Sm.	17/3	-	-	-	-
<i>Lamanonia ternata</i> Vell. [<i>Lamanonia glabra</i> (Cambess.) Kuntze]	35/10	-	2/1	-	-
<i>Lamanonia tomentosa</i> (Cambess.) Kuntze	2/2	1/1	-	-	-
<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl	2/1	-	-	-	-
<i>Weinmannia pinnata</i> L.	1/1	-	-	-	-
CYATHEACEAE					
<i>Alsophila setosa</i> Kaulf. [<i>Nephelea setosa</i> (Kaulf.) Tryon]	34/2	-	-	-	-
<i>Alsophila sternbergii</i> (Sternb.) D.S. Conant [<i>Nephelea stenbergii</i> (Sternb.) Tryon]	107/6	-	-	-	-
<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Domin [<i>Alsophila leptocladia</i> Fée / <i>Trichipteris atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) R.M. Tryon]	43/2	-	1/1	-	-
<i>Cyathea corcovadensis</i> (Raddi) Domin [<i>Alsophila corcovadensis</i> C. Chr / <i>Trichipteris corcovadensis</i> (Raddi) Copel]	33/8	-	-	-	-
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb. [<i>Cyathea schanschim</i> Mart.]	88/10	-	-	-	-
<i>Cyathea dichromatolepsis</i> (Fée) Domin	2/1	-	-	-	-
<i>Cyathea leucofolis</i> Domin	3/1	-	-	-	-
<i>Cyathea phalerata</i> Mart. [<i>Alsophila paleolata</i> Mart.]	12/4	-	1/1	-	-
DICHAPETALACEAE					
<i>Stephanopodium estrellense</i> Baill.	4/2	-	-	-	-
EBENACEAE					
<i>Diospyros brasiliensis</i> Mart.	9/2	1/1	-	-	-
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	2/1	28/4	-	-	1
ELAEOCARPACEAE					
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth. [<i>Sloanea alnifolia</i> Mart.]	272/19	-	38/7	-	-
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	96/24	34/9	2/2	-	-
<i>Sloanea obtusifolia</i> (Moric.) Schum.	29/3	-	-	-	-
ERYTHROXYLACEAE					
<i>Erythroxylum ambiguum</i> Peyr.	1/1	-	-	-	3
<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E. Schulz	8/1	1/1	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Erythroxylum buxus</i> Peyr.	-	2/1	-	-	-
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz	-	1/1	-	-	-
<i>Erythroxylum cuspidifolium</i> Mart.	7/3	-	1/1	-	-
<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	8/3	1/1	-	-	-
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A. St.-Hil.	-	3/2	-	-	-
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A. St.-Hil.	4/2	-	-	-	-
EUPHORBIACEAE					
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hoch.	1/1	176/3	-	-	-
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	10/7	84/10	-	-	1
<i>Actinostemon estrellensis</i> (Müll. Arg.) Pax	-	11/2	-	-	-
<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax [<i>Actinostemon communis</i> (Müll. Arg.) Pax / <i>Dactylostemon klotzschii</i> Didr.]	8/3	975/12	7/1	-	7
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl. [<i>Alchornea iricurana</i> Casar.]	52/14	297/20	6/2	-	-
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.	195/10	2/1	-	-	-
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	374/36	49/6	180/6	21/1	-
<i>Aparisthmium cordatum</i> (A. Juss.) Baill.	137/8	17/1	-	-	-
<i>Croton celtidifolius</i> Baill.	2/2	-	-	-	-
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	263/26	715/30	-	-	-
<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	30/4	-	-	-	-
<i>Croton piptocalyx</i> Müll. Arg.	-	148/5	-	-	-
<i>Croton salutaris</i> Casar.	15/4	143/8	-	-	-
<i>Croton urucurana</i> Baill.	-	91/8	-	-	-
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	212/26	2/1	11/4	72/1	-
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	-	11/1	-	-	-
<i>Mabea piriri</i> Aubl. [<i>Mabea brasiliensis</i> Müll. Arg.]	90/5	-	-	-	-
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	6/4	29/4	2/1	-	-
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f. [<i>Phyllanthus nobilis</i> Müll. Arg.]	2/1	17/2	12/3	-	-
<i>Micranda elata</i> (Didr.) Müll. Arg.	-	24/4	-	-	-
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M. Johnst. [<i>Pachystroma ilicifolium</i> Müll. Arg.]	2/1	100/2	-	-	-
<i>Pausandra morisiana</i> (Casar.) Radlk.	111/7	-	-	-	-
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	266/28	50/7	509/8	74/1	-
<i>Pera heteranthera</i> (Schränk) I.M. Johnst. [<i>Pera leandrii</i> Baill.]	2/1	-	-	-	-
<i>Philyra brasiliensis</i> Klotzsch	-	1/1	-	-	-
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong [<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax / <i>Sapium klotzschianum</i> (Müll. Arg.) Huber]	198/14	19/6	-	-	-
<i>Savia dictyocarpa</i> Müll. Arg. [<i>Securinega guaraiuva</i> Kuhlman.]	8/6	890/19	-	-	-
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	2/1	16/4	-	-	4
<i>Sebastiania klotzschiana</i> (Müll. Arg.) Müll. Arg. [<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs]	246/10	275/17	-	38/1	64
<i>Tetraplandra leandrii</i> Baill.	1/1	-	-	-	-
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	34/13	10/2	-	-	-
FLACOURTIACEAE					
<i>Banara parviflora</i> (A. Grav.) Benth.	6/1	-	-	-	-
<i>Casearia decandra</i> Jacq. [<i>Casearia parviflora</i> Jacq.]	73/18	49/7	-	2/1	-
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq. [<i>Gossypiospermum lanospermum</i>]	2/1	220/26	-	-	-
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	2/1	11/1	-	-	-
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	176/20	36/4	-	-	-
<i>Casearia rupestris</i> Eichler	1/1	-	-	-	-
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	299/30	135/22	3/1	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex Linnaeus	-	32/10	-	-	-
<i>Xylosma ciliatifolium</i> (Clos) Eichler	2/2	1/1	-	-	-
<i>Xylosma glaberrimum</i> Sleumer	3/3	-	-	-	-
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	6/3	13/5	-	-	-
<i>Xylosma venosum</i> N.E. Brown	-	2/1	-	-	-
HIPPOCRATEACEAE					
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C. Sm.	14/2	-	-	-	-
<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Roem. & Schult.) G. Don	1/1	-	-	-	-
<i>Salacia grandifolia</i> (Mart.) G. Don	6/2	-	-	-	-
<i>Salacia mosenii</i> A.C. Sm.	11/3	-	-	-	-
HUMIRIACEAE					
<i>Humiriastrum dentatum</i> (Casar.) Cuatrec.	4/3	-	-	-	-
<i>Humiriastrum glaziovii</i> (Urban) Cuatrec.	6/3	-	-	-	-
<i>Vantanea compacta</i> (Schnizl.) Cuatrec.	10/6	-	-	-	-
ICACINACEAE					
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A. Howard [<i>Villaresia gongonha</i> (Mart.) Miers]	-	8/2	-	76/1	-
<i>Citronella megaphylla</i> (Miers) R.A. Howard [<i>Villaresia megaphylla</i> Miers]	59/15	26/9	-	-	-
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	16/5	8/3	1/1	-	-
LACISTEMACEAE					
<i>Lacistema ellipticum</i> Schnizl.	19/1	-	-	-	-
<i>Lacistema floribundum</i> Miq.	-	2/2	-	-	-
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	-	5/2	-	-	-
<i>Lacistema lucidum</i> Schnizl.	3/2	-	1/1	-	-
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	15/1	-	31/4	-	-
LAURACEAE					
<i>Aiouea acarodomatifera</i> Kosterm.	2/1	1/1	-	-	-
<i>Aiouea saligna</i> Meisn.	2/2	-	-	-	-
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez [<i>Aniba viridis</i> Mez]	38/20	2/2	5/4	1/1	-
<i>Beilschmiedia emarginata</i> (Meisn.) Kosterm.	29/1	-	-	-	-
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	10/2	-	-	-	-
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	5/3	-	-	-	-
<i>Cinnamomum stenophyllum</i> (Meisn.) Vattimo-Gil [<i>Phoebe stenophylla</i> (Meisn.) Mez]	39/5	-	-	-	-
<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	7/2	-	-	-	-
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	39/8	19/3	-	-	-
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees	147/18	112/13	8/1	-	-
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	36/10	-	-	-	-
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	112/30	166/22	22/5	-	-
<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm.	5/4	-	-	-	-
<i>Licaria englerii</i> (Ness) Kosterm.	1/1	-	-	-	-
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	-	1/1	-	-	-
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	82/7	10/3	-	-	-
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	2/1	20/4	-	-	-
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	18/5	176/16	-	-	-
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb. [<i>Nectandra leucothyrsus</i> Meisn.]	24/7	-	-	-	-
<i>Nectandra nitidula</i> Nees	12/2	-	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees [<i>Nectandra mollis</i> (Kunth) Nees / <i>Nectandra rigida</i> (Kunth) Nees]	121/26	29/8	105/7	1/1	-
<i>Nectandra psammophila</i> Nees	6/2	-	1/1	-	-
<i>Nectandra puberula</i> (Schott) Nees	2/1	-	-	-	-
<i>Nectandra reticulata</i> (Ruiz & Pav.) Mez	-	7/3	-	-	-
<i>Nectandra saligna</i> Nees	7/4	16/5	-	-	-
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees) Mez	38/12	-	7/2	-	-
<i>Ocotea acutifolia</i> (Nees) Mez	5/3	-	-	-	-
<i>Ocotea beulahiae</i> Baitello	-	25/2	-	1/1	-
<i>Ocotea beyrichii</i> (Nees) Mez [<i>Ocotea eichleri</i> Mez]	-	4/1	-	-	-
<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil	10/6	1/1	-	-	-
<i>Ocotea brachybotra</i> (Meisn.) Mez	9/6	-	-	-	-
<i>Ocotea bragai</i> Coe-Teixeira	3/1	-	-	-	-
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	86/5	11/2	-	-	-
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez [<i>Ocotea gurgelii</i> Vattimo-Gil / <i>Ocotea organensis</i> (Meisn.) Mez]	116/12	61/9	-	-	-
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez [<i>Ocotea suaveolens</i> (Meisn.) Benth. ex Hieron.]	32/11	40/8	2/2	-	-
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees) Mez [<i>Ocotea rubiginosa</i> Mez / <i>Ocotea hoehnii</i> Vattimo-Gil]	79/16	-	-	-	-
<i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez	18/5	-	-	-	-
<i>Ocotea elegans</i> Mez	56/15	51/7	-	-	-
<i>Ocotea frondosa</i> (Meisn.) Mez	21/2	-	-	-	-
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	8/4	-	-	-	-
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	1/1	125/4	-	-	-
<i>Ocotea lanata</i> (Nees) Mez	23/7	8/3	-	-	-
<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez [<i>Ocotea martiana</i> Mez / <i>Ocotea pulchra</i> Vattimo-Gil]	7/2	5/1	-	-	-
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez [<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez]	47/17	11/2	3/2	-	-
<i>Ocotea minarum</i> (Nees) Mez [<i>Ocotea campininha</i> Coe-Teixeira]	4/1	2/1	-	-	-
<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez	-	-	2/1	-	-
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer [<i>Ocotea pretiosa</i> Mez]	33/13	98/8	1/1	-	-
<i>Ocotea porosa</i> (Nees) Barroso	12/4	-	-	-	-
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees [<i>Ocotea macropoda</i> (Kunth) Mez]	93/19	21/6	-	-	-
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	22/10	6/3	32/5	-	-
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	37/12	-	-	-	-
<i>Ocotea urbaniana</i> Mez [<i>Ocotea kuhlmannii</i> Vattimo-Gil]	11/5	-	-	-	-
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	-	49/4	-	-	-
<i>Ocotea venulosa</i> (Nees) Baitello	4/1	-	6/1	-	-
<i>Persea alba</i> Nees	2/1	-	-	-	-
<i>Persea major</i> Kopp	-	6/2	-	-	-
<i>Persea pyrifolia</i> Nees	23/8	20/3	-	-	-
<i>Persea venosa</i> Nees	23/6	5/1	3/1	-	-
LECYTIDACEAE					
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	54/23	183/25	1/1	-	-
<i>Cariniana legalis</i> (Raddi) Kuntze	5/3	69/14	-	-	-
LEGUMINOSAE - CAESALPINIOIDEAE					
<i>Bauhinia brevipes</i> Vogel [<i>Bauhinia bongardii</i> Steudel]	-	22/1	-	-	3
<i>Bauhinia forficata</i> Link	17/5	199/9	-	-	-
<i>Bauhinia fusconervis</i> D. Dietr.	-	8/1	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Bauhinia geminata</i> Vogel	1/1	21/1	-	-	-
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steudel	-	10/3	-	-	-
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) DC.	21/10	14/9	-	-	-
<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	1/1	-	-	-	-
<i>Chamaecrista paniculata</i> (Benth.) H.S. Irwin & Barneby [<i>Cassia paniculata</i> Benth.]	-	1/1	-	-	-
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	96/11	283/23	-	47/1	-
<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne	20/8	-	-	-	-
<i>Dimorphandra exaltata</i> Schott	-	6/5	-	-	-
<i>Hymenaea courbaril</i> L. [<i>Hymenaea altissima</i> Ducke / <i>Hymenaea stilbocarpa</i> Hayne]	17/6	56/13	-	-	-
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	3/1	32/12	-	-	-
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	-	10/8	-	-	-
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	18/4	22/4	-	-	-
<i>Sclerolobium denudatum</i> Vogel	53/13	-	2/2	-	-
<i>Senna macranthera</i> (Colladon) H.S. Irwin & Barneby [<i>Cassia macranthera</i> Colladon / <i>Cassia speciosa</i> Schrad.]	8/4	4/3	-	-	-
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	3/2	-	-	-	9
<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S. Irwin & Barneby	1/1	-	-	-	-
<i>Senna surattensis</i> (Burman f.) H.S. Irwin & Barneby	4/1	-	-	-	-
<i>Tachigali multijuga</i> Benth.	7/4	2/1	-	-	-
LEGUMINOSAE – MIMOSOIDEAE					
<i>Abarema langsdorffii</i> (Benth.) Barneby & Grimes [<i>Pithecellobium langsdorffii</i> Benth.]	3/2	-	4/1	-	-
<i>Acacia glomerosa</i> Benth.	-	3/1	-	-	-
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	1/1	354/28	-	-	-
<i>Affonsea densiflora</i> Benth.	1/1	-	-	-	-
<i>Albizia edwallii</i> (Hoehe) Barneby & Grimes [<i>Pithecellobium edwallii</i> Harms]	-	17/7	-	-	-
<i>Albizia niopoides</i> (Benth.) Burkart [<i>Albizia hasslerii</i> Chodat]	-	6/4	-	-	-
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record [<i>Pithecellobium polycephalum</i> Benth.]	1/1	17/3	-	-	-
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	33/9	2/2	-	-	2
<i>Anadenanthera falcata</i> (Benth.) Speg.	-	6/2	-	-	-
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	-	7/4	-	-	-
<i>Balizia pedicellaris</i> (DC.) Barneby & Grimes [<i>Macrosamanea pedicellaris</i> (DC.) Kleinhoonte / <i>Pithecellobium pedicellare</i> (DC.) Benth.]	22/7	-	1/1	-	-
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	-	19/5	-	-	-
<i>Calliandra tweedei</i> Benth.	-	26/3	-	-	-
<i>Enterolobium contortissilium</i> (Vell.) Morong	-	28/12	-	-	-
<i>Inga bullata</i> Benth. [<i>Inga campanulata</i> Benth.]	7/1	-	-	-	-
<i>Inga capitata</i> Desv.	20/7	-	3/1	-	-
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	5/1	-	-	-	-
<i>Inga edulis</i> Mart.	17/7	13/2	16/4	-	-
<i>Inga flagelliformis</i> (Vell.) Mart.	1/1	-	-	-	-
<i>Inga lanceifolia</i> Benth.	1/1	-	-	-	-
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd. [<i>Inga fagifolia</i> (L.) Willd. ex Benth.]	1/1	1/1	-	-	-
<i>Inga lenticellata</i> Benth.	7/4	-	-	-	-
<i>Inga marginata</i> Willd. [<i>Inga semialata</i> (Vell.) Mart.]	18/12	76/14	3/1	-	-
<i>Inga sellowiana</i> Benth.	2/2	-	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	58/21	4/2	-	-	-
<i>Inga striata</i> Benth.	7/4	79/12	1/1	-	-
<i>Inga subnuda</i> Salzm. ex Benth. [<i>Inga luschnathiana</i> Benth.]	-	11/4	32/2	-	-
<i>Inga tenuis</i> (Vell.) Mart. [<i>Inga nutans</i> Benth.]	1/1	-	-	-	-
<i>Inga vera</i> Willd. [<i>Inga affinis</i> DC. / <i>Inga uraguensis</i> Hook. & Arn.]	2/2	71/11	-	15/1	-
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Berneby & Grimes [<i>Pithecellobium incuriale</i> (Vell.) Benth.]	60/6	7/1	-	-	-
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	-	61/9	-	-	7
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	52/11	174/18	-	-	-
<i>Piptadenia paniculata</i> Benth.	3/2	-	-	-	-
<i>Pseudopiptadenia leptostachya</i> (Benth.) Rauschert [<i>Monochysma leptostachyum</i>]	22/10	-	-	-	-
<i>Pseudopiptadenia warmingii</i> (Benth.) G.P. Lewis & M.P. Lima [<i>Newtonia glaziovii</i> (Harms) Barth & Yoneshigue]	9/4	-	-	-	-
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	-	2/1	-	-	-
<i>Zygia latifolia</i> var. <i>communis</i> Barneby & Grimes [<i>Zygia cauliflora</i> (Willd.) Killip]	4/1	-	-	-	-
LEGUMINOSAE - PAPILIONOIDEAE					
<i>Acosmium subelegans</i> (Mohl.) Yakovlev	-	1/1	-	-	-
<i>Andira anthelmia</i> (Vell. Conc.) Macbr.	12/4	6/1	-	-	-
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	42/14	13/4	98/10	-	-
<i>Andira inermis</i> (Wright) DC.	1/1	1/1	-	-	-
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	-	7/4	-	-	-
<i>Centrolobium robustum</i> (Vell.) Benth.	1/1	-	-	-	-
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	-	387/26	-	-	-
<i>Cyclolobium brasiliensis</i> Benth. [<i>Cyclolobium vecchii</i> Hoehne]	-	57/3	-	-	-
<i>Dahlstedtia pentaphylla</i> (Taub.) Burkart	1/1	-	-	-	-
<i>Dahlstedtia pinnata</i> (Benth.) Malme	34/12	-	-	-	-
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	27/7	28/2	-	-	-
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	22/9	17/2	1/1	-	-
<i>Dalbergia myriantha</i> Meisn.	1/1	-	-	-	-
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	2/1	-	-	-	-
<i>Erythrina crista-galli</i> L.	-	2/2	-	-	-
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	-	4/2	-	-	-
<i>Holocalyx balansae</i> M. Micheli [<i>Holocalyx glaziovii</i> Taubert]	1/1	268/33	-	-	-
<i>Hymenolobium janeirense</i> Kuhlmann	2/2	-	4/1	-	-
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) H.C. Lima & A.M.C. Azevedo [<i>Lonchocarpus guillemianus</i> (Tul.) Malme]	3/2	70/13	-	-	-
<i>Lonchocarpus leucanthus</i> Burkart	3/1	15/4	-	-	-
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	3/2	72/7	-	-	-
<i>Lonchocarpus subglaucescens</i> Mart. ex Benth.	5/1	4/2	-	-	-
<i>Luetzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke	-	28/2	-	-	-
<i>Luetzelburgia guaissara</i> Toledo	-	15/3	-	-	-
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	5/2	70/6	-	9/1	-
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	57/9	60/8	3/2	-	-
<i>Machaerium cantarellianum</i> Hoehne	2/1	-	-	-	-
<i>Machaerium floridum</i> (Mart. ex Benth.) Ducke	4/1	-	-	-	-
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) C. Stellfeld [<i>Machaerium angustifolium</i> Vogel]	5/4	2/1	-	-	12
<i>Machaerium kuhlmannii</i> Hoehne	2/1	-	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Machaerium lanceolatum</i> (Vell.) J.F. Macbr.	1/1	1/1	-	-	-
<i>Machaerium longifolium</i> Benth.	1/1	-	-	-	-
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	186/25	147/21	-	-	1
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	-	4/2	-	-	-
<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	1/1	4/4	-	-	4
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	52/5	322/28	-	-	1
<i>Machaerium uncinatum</i> (Vell.) Benth.	1/1	-	-	-	-
<i>Machaerium vestitum</i> Vogel	1/1	21/6	-	-	8
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	72/14	114/12	-	-	-
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemao	36/8	7/5	-	-	-
<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	5/2	45/10	-	-	2
<i>Ormosia arborea</i> (Vell. Conc.) Harms	39/14	69/8	8/4	-	-
<i>Ormosia discolor</i> Benth. [<i>Ormosia micrantha</i> Ducke]	2/1	-	-	-	-
<i>Ormosia minor</i> Vogel	28/6	-	-	-	-
<i>Platyciamus regnellii</i> Benth.	-	82/12	-	-	-
<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	35/9	-	-	-	-
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	-	58/5	-	-	-
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	-	19/2	-	-	-
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	49/13	-	11/2	-	-
<i>Pterocarpus violaceus</i> Vogel	10/4	-	-	-	-
<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel [<i>Pterodon pubescens</i> Benth.]	-	3/2	-	-	-
<i>Swartzia acutifolia</i> Vogel	1/1	1/1	-	-	-
<i>Swartzia flaemingii</i> Raddi	6/4	-	14/2	-	-
<i>Swartzia langsdorffii</i> Raddi	19/3	-	-	-	-
<i>Swartzia macrostachya</i> Benth.	3/2	-	-	-	-
<i>Swartzia myrtifolia</i> L.B.Sm.	5/1	-	-	-	-
<i>Swartzia simplex</i> (Sw.) Spreng.	51/4	-	12/4	-	-
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	-	45/9	-	-	3
<i>Vatairea heteroptera</i> (Allemao) F.A. Iglesias	4/1	-	-	-	-
<i>Zollernia glabra</i> (Spreng.) Yakovlev	1/1	-	-	-	-
<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	30/11	6/1	-	-	-
LYTHRACEAE					
<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil. [<i>Lafoensia vandelliana</i> Cham. & Schltdl.]	5/4	75/7	1/1	-	1
MAGNOLIACEAE					
<i>Talauma ovata</i> A. St.-Hil.	17/8	3/1	-	89/2	-
MALPIGHIACEAE					
<i>Barnebya dispar</i> (Griseb.) W.R. Anderson & B. Gates	2/2	-	-	-	-
<i>Bunchosia pallescens</i> Skottsberg	-	3/3	-	-	-
<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A. Juss.	24/6	-	21/5	-	-
<i>Byrsonima variabilis</i> A. Juss.	4/2	-	-	-	-
MALVACEAE					
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	-	34/3	-	-	-
MELASTOMATACEAE					
<i>Henrietella glabra</i> (Vell.) Cogn.	5/3	-	-	-	-
<i>Huberia laurina</i> DC.	2/1	-	-	-	-
<i>Leandra acutiflora</i> (Naudin) Cogn.	1/1	-	-	-	-
<i>Leandra barbinervis</i> (Cham.) Cogn.	1/1	-	-	-	-
<i>Leandra dasytricha</i> (A. Gray) Cogn.	1/1	-	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Leandra mosenii</i> Cogn.	2/2	-	-	-	-
<i>Meriania calyptrata</i> (Naudin) Triana	9/1	-	-	-	-
<i>Meriania sanchezii</i> R. Goldenb.	4/2	-	-	-	-
<i>Miconia budlejoides</i> Triana	5/3	-	-	-	-
<i>Miconia cabussu</i> Hoehne	95/10	-	7/2	-	-
<i>Miconia calvescens</i> Schrank & Mart. ex DC.	-	1/1	-	-	-
<i>Miconia chamissois</i> Naudin	-	-	-	1/1	-
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	12/1	-	-	-	-
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin [<i>Miconia candolleana</i> Triana]	46/11	-	4/2	-	-
<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	30/10	-	-	-	-
<i>Miconia cuspidata</i> Naudin	6/1	-	-	-	-
<i>Miconia dodecandra</i> (Desr.) Cogn.	11/2	-	8/3	-	-
<i>Miconia eichleri</i> Cogn.	1/1	-	-	-	-
<i>Miconia elegans</i> Cogn.	1/1	-	-	-	-
<i>Miconia eugeniioides</i> Naudin	-	27/3	-	-	-
<i>Miconia hymenonervia</i> (Raddi) Cogn. [<i>Miconia inaequidens</i> (DC.) Naudin / <i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Triana]	12/2	5/3	-	-	-
<i>Miconia inconspicua</i> Miq. [<i>Miconia conferta</i> Cogn.]	33/8	-	-	-	-
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	16/7	-	-	-	-
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	6/1	-	-	44/1	-
<i>Miconia picinguabensis</i> R. Goldenb.	2/1	-	-	-	-
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	-	-	19/3	-	-
<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	2/2	-	-	-	-
<i>Miconia rigidiuscula</i> Cogn.	11/6	-	31/4	-	-
<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	-	-	9/2	-	-
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	14/6	-	-	-	-
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Cogn.	17/4	-	-	-	-
<i>Miconia tristis</i> Spring	1/1	-	-	-	-
<i>Miconia valtherii</i> Naudin	2/1	-	-	-	-
<i>Miconia willdenowii</i> Klotzsch	1/1	-	-	-	-
<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	64/7	-	-	-	-
<i>Mouriri glazioviana</i> Cogn.	-	6/1	-	-	-
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	2/1	-	-	-	-
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	1/1	-	-	-	-
<i>Tibouchina mutabilis</i> (Vell.) Cogn.	10/4	-	-	-	-
<i>Tibouchina pulchra</i> (Cham.) Cogn.	219/7	-	5/3	-	-
<i>Tibouchina regnellii</i> Cogn.	1/1	-	-	-	-
<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.	1/1	-	-	-	-
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (Schrank & Mart. ex DC.) Cogn.	1/1	-	-	-	-
MELIACEAE					
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. [<i>Cabralea glaberrima</i> A. Juss. / <i>Cabralea multijuga</i> C. DC.]	319/40	195/23	1/1	-	-
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	65/13	106/23	-	-	-
<i>Cedrela odorata</i> L.	1/1	-	-	98/1	-
<i>Guarea guidonea</i> (L.) Sleumer [<i>Guarea trichilioides</i> L.]	3/2	128/14	-	2/1	-
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss. [<i>Guarea pohlii</i> C. DC.]	-	72/11	-	-	-
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl. [<i>Guarea riedelii</i> C. DC. / <i>Guarea tuberculata</i> Vell.]	257/29	44/6	154/6	6/1	-
<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	-	36/10	2/1	-	-
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	4/4	521/29	-	-	7

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Trichilia clausenii</i> C. DC. [<i>Trichilia lagoensis</i> C. DC.]	-	912/23	-	1/1	-
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	3/3	133/13	-	-	-
<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C. DC.	1/1	-	-	-	-
<i>Trichilia hirta</i> L.	-	5/1	-	-	-
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	16/7	-	-	-	-
<i>Trichilia pallens</i> C. DC. [<i>Trichilia selloi</i> C. DC.]	-	16/2	-	-	-
<i>Trichilia pallida</i> Sw. [<i>Trichilia weddellii</i> C. DC.]	40/6	199/27	-	-	-
<i>Trichilia pseudostipularis</i> (A. Juss.) C. DC. [<i>Trichilia corcovadensis</i> C. DC.]	1/1	-	-	-	-
<i>Trichilia silvatica</i> C. DC.	155/11	-	-	-	-
MONIMIACEAE					
<i>Macropelplus ligustrinus</i> (Tul.) Perkins	1/1	-	-	-	-
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	19/6	-	-	-	-
<i>Mollinedia chrysorrhachis</i> Perkins	-	21/3	-	-	-
<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	4/1	-	-	-	-
<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	2/1	8/2	-	-	-
<i>Mollinedia engleriana</i> Perkins	2/2	-	-	-	-
<i>Mollinedia gilgiana</i> Perkins	7/3	-	-	-	-
<i>Mollinedia oligantha</i> Perkins	2/1	-	-	-	-
<i>Mollinedia oligotricha</i> Perkins	1/1	-	-	-	-
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins [<i>Mollinedia floribunda</i> Tul.]	230/21	-	7/3	-	-
<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.	9/4	-	-	-	-
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	106/13	-	-	-	-
<i>Mollinedia widgrenii</i> A. DC.	3/3	85/16	-	-	-
<i>Siparuna glossostyla</i> Perkins	-	1/1	-	-	-
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	1/1	14/5	-	-	-
MORACEAE					
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trecul	1/1	8/2	-	8/1	-
<i>Brosimum glazioui</i> Taub	41/11	17/3	-	-	-
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	17/6	-	1/1	-	-
<i>Brosimum lactescens</i> (S. Moore) C.C. Berg	8/2	-	-	-	-
<i>Ficus clusiifolia</i> (Miq.) Schott ex Spreng.	2/1	-	-	-	-
<i>Ficus enormis</i> (Mart. ex Miq.) Miq. [<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.]	17/11	2/1	2/1	-	-
<i>Ficus gardneriana</i> (Miq.) Miq.	-	1/1	-	-	-
<i>Ficus glabra</i> Vell.	4/1	21/6	-	-	-
<i>Ficus gomelleira</i> Kunt & Bouché	7/6	-	1/1	-	-
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat ex Chodat & Vicher.	-	7/2	-	-	4
<i>Ficus insipida</i> Willd	10/8	6/4	1/1	-	-
<i>Ficus obtusiuscula</i> (Miq.) Miq.	1/1	-	-	3/1	-
<i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq.	2/2	-	-	-	-
<i>Ficus pertusa</i> L.f. [<i>Ficus citrifolia</i> Mill. / <i>Ficus subtriplinervia</i> Mart.]	-	8/2	-	-	-
<i>Ficus pulchella</i> Schott	7/4	-	-	-	-
<i>Ficus trigona</i> L.f. [<i>Ficus rufa</i> Schott]	-	3/2	-	-	-
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Don ex Steudel [<i>Chlorophora tinctoria</i> (L.) Gaudich.]	1/1	65/13	-	1/1	-
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer [<i>Sorocea ilicifolia</i> Hassl.]	159/20	22/11	-	-	-
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	2/1	-	6/1	-	-
<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich. [<i>Sorocea jureiana</i> Romaniuc]	12/4	-	5/2	-	-
<i>Sorocea muriculata</i> Miq.	2/1	-	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
MYRISTICACEAE					
<i>Virola bichuhyba</i> (Schott) Warb. [<i>Virola oleifera</i> (Schott) A.C. Smith]	146/19	-	1/1	-	-
<i>Virola gardneri</i> (A. DC.) Warb.	74/12	-	-	-	-
MYRSINACEAE					
<i>Ardisia martiana</i> Miq.	2/1	3/1	-	-	-
<i>Cybianthus cuneifolius</i> Mart.	3/2	-	-	-	-
<i>Cybianthus densiflorus</i> Miq.	-	7/1	-	-	-
<i>Cybianthus peruvianus</i> (A. DC.) Miq.	-	-	10/1	-	-
<i>Myrsine balansae</i> (Mez) Otequi [<i>Rapanea balansae</i> Mez]	-	14/1	-	-	-
<i>Myrsine</i> comb. Nova [<i>Rapanea hermodensis</i> Jung-Mendaçolli & Bernacci]	18/8	-	-	-	-
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. [<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez]	42/15	19/4	25/4	-	-
<i>Myrsine gardneriana</i> A. DC. [<i>Rapanea gardneriana</i> (A. DC.) Mez]	25/5	-	-	-	-
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) O. Kuntze [<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.]	5/2	7/2	9/2	51/1	-
<i>Myrsine lancifolia</i> Mart. ex A. DC. [<i>Rapanea lancifolia</i> (Mart.) Mez]	3/2	2/2	-	3/1	-
<i>Myrsine lineata</i> (Mez) Imkhan. [<i>Rapanea lineata</i> Mez]	-	-	-	38/1	-
<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez) Imkhan. [<i>Rapanea loefgrenii</i> Mez]	-	2/1	-	-	-
<i>Myrsine umbellata</i> Mart. [<i>Myrsine umbrosa</i> Mart. / <i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez / <i>Rapanea umbrosa</i> (Mart.) Mez]	143/26	83/14	151/4	6/1	-
<i>Myrsine venosa</i> A. DC. [<i>Rapanea venosa</i> (A. DC.) Mez]	-	-	30/2	-	-
<i>Stylogyne ambigua</i> (Mart.) Mez [<i>Ardisia ambigua</i> Mart.]	-	8/3	-	-	-
<i>Stylogyne cauliflora</i> (Mart. & Miq.) Mez [<i>Ardisia cauliflora</i> Mart. & Miq.]	1/1	-	-	-	-
<i>Stylogyne laevigata</i> (Mart.) Mez	19/6	2/1	-	-	-
<i>Stylogyne warmingii</i> Mez	-	6/1	-	-	-
MYRTACEAE					
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth.) O. Berg	1/1	5/2	1/1	-	-
<i>Calycorectes acutatus</i> (Miq.) Toledo	26/7	102/4	-	-	-
<i>Calycorectes australis</i> D. Legrand	27/5	1/1	-	-	-
<i>Calycorectes psidiflorus</i> [<i>Calycorectes riedelianus</i> O. Berg]	6/2	-	-	-	-
<i>Calycorectes schottianus</i> O. Berg	-	42/2	-	-	-
<i>Calycorectes sellowianus</i> O. Berg	32/1	-	-	-	-
<i>Calypttranthes brasiliensis</i> Spreng.	2/1	5/1	-	-	-
<i>Calypttranthes clusiifolia</i> (Miq.) O. Berg	21/1	32/2	-	-	-
<i>Calypttranthes concinna</i> DC.	12/3	39/3	15/1	-	-
<i>Calypttranthes grandifolia</i> O. Berg [<i>Calypttranthes rufa</i> O. Berg]	149/17	-	-	-	-
<i>Calypttranthes kleinii</i> D. Legrand	4/1	-	-	-	-
<i>Calypttranthes lanceolata</i> O. Berg	32/7	-	-	-	-
<i>Calypttranthes lucida</i> DC. [<i>Calypttranthes pohliana</i> O. Berg]	85/15	51/6	1/1	-	-
<i>Calypttranthes strigipes</i> O. Berg	64/7	-	-	-	-
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk. [<i>Campomanesia mascalantha</i> (O. Berg) Kiaersk.]	38/15	24/8	1/1	-	-
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg [<i>Brittoa guazumifolia</i> (Cambess.) Legrand]	36/8	52/15	-	-	-
<i>Campomanesia neriiflora</i> (O. Berg) Nied.	5/2	-	3/2	-	-
<i>Campomanesia phaea</i> (O. Berg) Landrum	1/1	-	-	-	-
<i>Campomanesia reitziana</i> D. Legrand	1/1	-	-	-	-
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg [<i>Campomanesia rhombea</i> O. Berg]	21/4	63/12	-	-	-
<i>Eugenia beaurepaireana</i> (Kiaersk.) D. Legrand	14/6	-	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Eugenia bimarginata</i> DC.	-	2/1	-	-	-
<i>Eugenia blastantha</i> (O. Berg) D. Legrand	40/9	90/7	-	-	1
<i>Eugenia bocainensis</i> Mattos	51/4	-	-	-	-
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	-	11/5	55/4	-	-
<i>Eugenia brevipedunculata</i> Kiaersk.	1/1	-	-	-	-
<i>Eugenia cambucarana</i> Kiaersk.	8/1	-	-	-	-
<i>Eugenia candolleana</i> DC.	11/1	-	-	-	-
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	75/22	-	-	-	-
<i>Eugenia cereja</i> D. Legrand	2/1	-	-	-	-
<i>Eugenia convexinervia</i> D. Legrand	7/1	-	-	-	-
<i>Eugenia copacabanensis</i> Kiaersk.	1/1	-	-	-	-
<i>Eugenia cuprea</i> (O. Berg) Nied.	33/7	-	-	-	-
<i>Eugenia dodoneifolia</i> Cambess.	44/3	17/4	-	-	-
<i>Eugenia excelsa</i> O. Berg	18/6	-	-	-	-
<i>Eugenia flavescens</i> DC.	5/1	-	-	-	-
<i>Eugenia florida</i> DC. [<i>Eugenia gardneriana</i> O. Berg]	3/1	32/5	-	-	189
<i>Eugenia gemmiflora</i> O. Berg	13/1	15/1	-	-	-
<i>Eugenia glazioviana</i> Kiaersk.	21/1	8/2	-	-	-
<i>Eugenia handroana</i> D. Legrand	1/1	10/1	-	-	-
<i>Eugenia hyemalis</i> Cambess. [<i>Eugenia multiflora</i> Lam.]	6/1	1/1	-	-	-
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	6/3	1/1	-	-	-
<i>Eugenia kleinii</i> D. Legrand	1/1	-	-	-	-
<i>Eugenia leptoclada</i> O. Berg	19/1	1/1	-	-	-
<i>Eugenia linguiformis</i> O. Berg	-	-	13/3	-	-
<i>Eugenia mansoi</i> O. Berg	-	-	-	-	2
<i>Eugenia melanogyna</i> (D. Legrand) Sobral	6/1	-	-	-	-
<i>Eugenia moraviana</i> O. Berg	-	32/5	-	17/1	-
<i>Eugenia mosenii</i> (Kausel) Sobral	61/6	-	-	-	-
<i>Eugenia multicostata</i> D. Legrand [<i>Eugenia xiriricana</i> Mattos]	38/7	-	-	-	-
<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral [<i>Eugenia glomerata</i> Spring ex Mart.]	55/6	-	-	-	-
<i>Eugenia neolanceolata</i> Sobral [<i>Eugenia lanceolata</i> Cambess.]	55/7	-	2/1	-	-
<i>Eugenia neomyrtifolia</i> Sobral [<i>Eugenia myrtifolia</i> Sims]	9/2	-	-	-	-
<i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral [<i>Eugenia verrucosa</i> A. Rich.]	8/1	3/2	-	-	-
<i>Eugenia oblongata</i> O. Berg	113/13	-	4/2	-	-
<i>Eugenia obovata</i> O. Berg	13/1	6/2	-	-	-
<i>Eugenia olivacea</i> O. Berg	7/1	2/1	-	-	-
<i>Eugenia peruibensis</i> Mattos	16/2	-	-	-	-
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	2/1	22/1	-	-	17
<i>Eugenia prasina</i> O. Berg	25/5	-	-	-	-
<i>Eugenia pruinosa</i> D. Legrand	17/4	-	-	-	-
<i>Eugenia punicifolia</i> (Kunth) DC.	3/1	-	-	-	-
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess. [<i>Eugenia uvalha</i> Cambess.]	17/2	12/3	-	-	-
<i>Eugenia racemulosa</i> O. Berg	-	32/1	-	-	-
<i>Eugenia reitziana</i> D. Legrand	5/2	-	-	-	-
<i>Eugenia riedeliana</i> O. Berg	9/2	-	40/1	-	-
<i>Eugenia rostrifolia</i> D. Legrand	-	4/2	-	-	-
<i>Eugenia rotundifolia</i> Casar.	-	-	1/1	-	-
<i>Eugenia santensis</i> Kiaersk.	14/5	-	-	-	-
<i>Eugenia schuechiana</i> O. Berg	-	-	13/2	-	-
<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.	9/5	2/2	18/4	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Eugenia sphenophylla</i> O. Berg	2/2	-	-	-	-
<i>Eugenia squamiflora</i> Mattos	4/2	-	-	-	-
<i>Eugenia stictosepala</i> Kiaersk.	16/6	-	-	-	-
<i>Eugenia stigmatica</i> DC.	2/2	-	8/3	-	-
<i>Eugenia subavenia</i> O. Berg	33/9	-	36/1	-	-
<i>Eugenia sulcata</i> Spring	3/2	-	-	-	-
<i>Eugenia tinguyensis</i> Cambess.	28/2	-	-	-	-
<i>Eugenia umbelliflora</i> O. Berg	14/1	9/3	87/5	-	-
<i>Eugenia uniflora</i> L.	2/2	31/5	-	-	136
<i>Eugenia ypanemensis</i> O. Berg	-	-	1/1	-	-
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D. Legrand	22/11	13/3	-	-	-
<i>Gomidesia anacardiifolia</i> (Gardner) O. Berg	30/8	-	-	-	-
<i>Gomidesia fenzliana</i> O. Berg	-	-	18/2	-	-
<i>Gomidesia flagellaris</i> D. Legrand	14/3	-	-	-	-
<i>Gomidesia pubescens</i> (DC.) D. Legrand	5/1	-	-	-	-
<i>Gomidesia schaueriana</i> O. Berg	3/2	-	189/5	-	-
<i>Gomidesia spectabilis</i> (DC.) O. Berg	135/12	-	10/3	-	-
<i>Gomidesia tijucensis</i> (Kiaersk.) D. Legrand	64/7	-	-	-	-
<i>Marlierea angustifolia</i> (O. Berg) Mattos	1/1	-	-	-	-
<i>Marlierea antonia</i> (O. Berg) D. Legrand	6/2	-	-	-	-
<i>Marlierea eugeniopsoides</i> (D. Legrand et Kausel) D. Legrand	3/2	-	-	-	-
<i>Marlierea glabra</i> O. Berg	2/1	-	-	-	-
<i>Marlierea involucrata</i> Nied.	5/1	-	-	-	-
<i>Marlierea obscura</i> O. Berg	113/13	-	12/6	-	-
<i>Marlierea parviflora</i> O. Berg	4/2	-	-	-	-
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	16/3	-	-	-	-
<i>Marlierea reitzii</i> D. Legrand	3/2	-	-	-	-
<i>Marlierea silvatica</i> Kiaersk.	5/3	-	-	-	-
<i>Marlierea strigipes</i> (Mart.) O. Berg	6/2	-	-	-	-
<i>Marlierea suaveolens</i> Cambess.	15/5	-	-	-	-
<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	126/12	-	63/5	-	-
<i>Myrceugenia campestris</i> (DC.) D. Legrand et Kausel	21/9	-	-	-	-
<i>Myrceugenia franciscensis</i> (O. Berg) Landrum	1/1	-	-	-	-
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand et Kausel	3/1	-	-	-	-
<i>Myrceugenia kleinii</i> D. Legrand	11/1	-	-	-	-
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand et Kausel	2/1	-	-	-	-
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg	86/11	-	-	-	-
<i>Myrceugenia ovata</i> (Hook. et Arn.) O. Berg	-	16/3	-	-	-
<i>Myrceugenia pilotantha</i> (Kiaersk.) Landrum	1/1	-	-	-	-
<i>Myrceugenia reitzii</i> D. Legrand	1/1	-	-	-	-
<i>Myrceugenia rufescens</i> (DC.) D. Legrand & Kausel	1/1	-	-	-	-
<i>Myrceugenia scutellata</i> D. Legrand	3/1	-	-	-	-
<i>Myrcia acuminatissima</i> O. Berg [<i>Myrcia racemosa</i> (O. Berg) Kiaersk.]	-	-	287/6	-	-
<i>Myrcia albotomentosa</i> DC.	-	5/1	-	-	-
<i>Myrcia anceps</i> (Spreng) O. Berg	2/1	-	-	-	-
<i>Myrcia bella</i> Cambess.	-	9/3	-	-	-
<i>Myrcia bicarinata</i> (O. Berg) D. Legrand	-	-	7/1	-	-
<i>Myrcia breviramis</i> (O. Berg) D. Legrand	-	14/2	-	-	-
<i>Myrcia dichrophylla</i> D. Legrand	9/1	-	-	-	-
<i>Myrcia eriopus</i> DC.	5/2	-	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	11/2	43/5	18/2	-	-
<i>Myrcia formosiana</i> DC.	16/3	-	-	-	-
<i>Myrcia glazioviana</i> Kiaersk.	-	-	2/1	-	-
<i>Myrcia grandiflora</i> (O. Berg) Nied.	10/2	-	-	-	-
<i>Myrcia guianensis</i> [<i>Myrcia obtecta</i> (O. Berg) Kiaersk.]	18/5	-	-	-	-
<i>Myrcia heringii</i> D. Legrand	17/3	-	-	-	-
<i>Myrcia impressa</i> O. Berg	11/1	-	-	-	-
<i>Myrcia insularis</i> Gardner	-	-	2/1	-	-
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	-	2/1	-	-	-
<i>Myrcia leptoclada</i> DC.	2/1	-	-	-	-
<i>Myrcia lingua</i> (O. Berg) Mattos et D. Legrand	-	1/1	-	-	-
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	40/6	24/2	159/6	-	-
<i>Myrcia ovata</i> Cambess.	-	-	1/1	-	-
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	111/16	-	7/3	-	-
<i>Myrcia richardiana</i> (O. Berg) Kiaersk.	8/6	1/1	-	-	-
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	185/28	113/10	6/1	3/1	-
<i>Myrcia selloi</i> (Spreng) N. Silveira [<i>Myrcia ramulosa</i> DC.]	-	42/1	-	-	11
<i>Myrcia sosias</i> D. Legrand	2/1	-	-	-	-
<i>Myrcia tenuivenosa</i> Kiaersk.	9/3	-	-	-	-
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	-	21/4	-	-	-
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	3/2	13/1	-	-	-
<i>Myrcia ypanemensis</i> O. Berg	-	-	2/1	-	-
<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	-	6/3	-	-	1
<i>Myrciaria cauliflora</i> (Mart.) O. Berg [<i>Plinia cauliflora</i> (DC.) Kausel]	-	12/6	-	-	-
<i>Myrciaria cuspidata</i> O. Berg	1/1	-	-	-	-
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O. Berg	-	7/1	-	-	3
<i>Myrciaria floribunda</i> (West ex Willd) O. Berg [<i>Myrciaria ciliolata</i> (Cambess.) O. Berg]	50/17	47/6	-	-	-
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	6/3	5/1	-	-	-
<i>Myrciaria trunciflora</i> O. Berg	-	8/1	-	-	-
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D. Legrand) D. Legrand	21/8	38/4	-	-	-
<i>Neomitranthes obscura</i> (DC.) N. Silveira	1/1	91/3	-	-	-
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum [<i>Pseudocaryophyllus acuminatus</i> (Link) Burret / <i>Pseudocaryophyllus sericeus</i> O. Berg]	33/5	-	-	-	-
<i>Plinia edulis</i> (Vell.) Sobral	2/2	-	-	-	-
<i>Plinia glomerata</i> (O. Berg) Amshoff	92/1	-	-	-	-
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman.	7/1	-	-	-	-
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	11/5	-	70/7	-	-
<i>Psidium giganteum</i> Mattos	-	2/1	-	-	-
<i>Psidium grandifolium</i> Mart. ex DC.	5/1	-	-	-	-
<i>Psidium guajava</i> L.	-	5/2	-	-	-
<i>Psidium guineense</i> Sw.	2/1	-	-	-	-
<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	-	1/1	-	-	-
<i>Siphoneugenia densiflora</i> O. Berg	78/6	-	-	-	-
<i>Siphoneugenia widgreniana</i> O. Berg	1/1	1/1	-	-	-
NYCTAGINACEAE					
<i>Guapira areolata</i> (Heimerl) Lundell	-	5/2	-	-	-
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	-	9/1	-	-	-
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz [<i>Guapira olfersiana</i> (Link, Klotzsch & Otto) Lundell]	904/49	73/11	76/6	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Guapira tomentosa</i> (Casar.) Lundell	9/3	3/1	-	-	-
<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	21/4	23/10	-	-	-
OCHNACEAE					
<i>Ouratea multiflora</i> (Pohl) Engl.	6/3	-	-	-	-
<i>Ouratea parviflora</i> (DC.) Baill.	67/9	-	-	-	-
<i>Ouratea semiserrata</i> (Mart. & Nees) Engl.	94/6	-	-	1/1	-
OLACACEAE					
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	479/24	1/1	1/1	-	-
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A. DC.	4/3	1/1	-	-	-
<i>Tetrastylidium grandifolium</i> (Baill.) Sleumer	111/10	-	-	-	-
OLEACEAE					
<i>Chionanthus arborea</i> (Eichler) P.S. Green [<i>Linociera arborea</i> Eichler]	11/6	-	-	-	-
<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S. Green	6/3	3/2	-	-	-
<i>Chionanthus mandioccatus</i> (Eichler) Lozano & Fuertes [<i>Linociera mandioccana</i> Eichler]	1/1	-	-	-	-
OPILACEAE					
<i>Agonandra brasiliensis</i> Benth. & Hook. f.	-	2/1	-	-	-
<i>Agonandra excelsa</i> Griseb. [<i>Agonandra englerii</i> Hoehne]	8/2	14/5	-	-	-
PHYTOLACACEAE					
<i>Gallsia integrifolia</i> (Spreng.) Harms [<i>Gallsia gorazema</i> (Vell.) Moq.]	-	66/18	-	-	-
<i>Phytolacca dioica</i> L.	1/1	-	-	-	-
<i>Seguiera aculeata</i> Jacq.	3/1	1/1	-	-	-
<i>Seguiera floribunda</i> Benth.	8/3	1/1	-	-	-
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq. [<i>Seguiera glaziovii</i> Briq.]	4/3	49/5	-	-	-
PIPERACEAE					
<i>Piper aduncum</i> L.	1/1	2/1	-	-	-
<i>Piper amalago</i> L. [<i>Piper medium</i> Jacq.]	2/2	105/12	-	-	-
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	-	9/5	-	-	-
<i>Piper cernuum</i> Vell.	8/3	-	-	-	-
<i>Piper concinnatoris</i> Yuncker	1/1	-	-	-	-
<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	-	3/1	-	-	-
<i>Piper glabratum</i> Kunth.	1/1	-	-	-	-
PODOCARPACEAE					
<i>Podocarpus sellowii</i> Klotzsch ex Endl.	-	1/1	1/1	46/1	-
POLYGALACEAE					
<i>Diclidanthera laurifolia</i> Mart.	2/1	-	-	-	-
POLYGONACEAE					
<i>Coccoloba alnifolia</i> Casar.	-	-	10/1	-	-
<i>Coccoloba cordifolia</i> Meisn.	-	5/1	-	-	28
<i>Coccoloba crescentiifolia</i> Cham. [<i>Coccoloba velloziana</i> Casar.]	6/3	-	-	-	-
<i>Coccoloba declinata</i> Mart. [<i>Coccoloba confusa</i> Howard]	1/1	-	-	-	-
<i>Coccoloba glaziovii</i> Lindau	1/1	-	8/1	-	-
<i>Coccoloba latifolia</i> Lam.	2/1	-	-	-	-
<i>Coccoloba rosea</i> Meisn.	-	12/1	-	-	-
<i>Coccoloba warmingii</i> Meisn.	59/2	-	-	-	-
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	5/5	9/2	-	-	5

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
PROTEACEAE					
<i>Euplassa cantareirae</i> Sleumer	13/5	-	65/2	-	-
<i>Euplassa hoehnei</i> Sleumer	3/1	-	-	-	-
<i>Euplassa incana</i> (Klotzch) I.M. Johnst.	3/2	-	-	-	-
<i>Euplassa legalis</i> (Vell.) I.M. Johnst.	4/2	-	18/3	-	-
<i>Panopsis rubescens</i> (Pohl) Rusby	1/1	-	-	-	-
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzch	85/19	55/13	3/1	-	-
<i>Roupala consimilis</i> Mez ex Taub.	10/2	-	-	-	-
<i>Roupala lucens</i> Meisn.	1/1	-	-	-	-
<i>Roupala meisneri</i> Sleumer	2/2	-	-	-	-
<i>Roupala montana</i> Aubl.	1/1	-	-	-	-
<i>Roupala longepetiolata</i> Pohl	11/1	-	6/3	-	-
<i>Roupala paulensis</i> Sleumer	25/5	-	6/1	-	-
<i>Roupala sculpta</i> Sleumer	2/2	-	-	-	-
QUIINACEAE					
<i>Quiina glaziovii</i> Engl.	18/7	-	-	-	-
RHAMNACEAE					
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	15/3	75/9	-	-	-
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	-	63/12	-	-	-
ROSACEAE					
<i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltdl.) D. Dietr.	2/1	2/1	3/1	-	-
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urban [<i>Prunus sphaerocarpa</i> Sw.]	10/4	45/7	1/1	-	-
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	147/28	32/8	-	13/2	-
RUBIACEAE					
<i>Alibertia concolor</i> K. Schum.	9/2	6/1	-	-	-
<i>Alibertia longiflora</i> K. Schum.	6/3	-	-	-	-
<i>Alibertia myrciifolia</i> K. Schum.	14/6	1/1	-	-	-
<i>Alseis floribunda</i> Schott	20/8	8/2	-	-	-
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	140/25	18/6	9/2	-	-
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	5/4	8/3	20/3	-	-
<i>Bathysa australis</i> (A. St.-Hil.) Benth. & Hook.f.	112/10	-	-	-	-
<i>Bathysa gymnocarpa</i> K. Schum.	43/2	-	-	-	-
<i>Bathysa mendoncae</i> K. Schum.	97/5	-	-	-	-
<i>Bathysa meridionalis</i> L.B. Sm. & Downs	50/13	-	-	-	-
<i>Chomelia catharinae</i> (L.B. Sm & Downs) Steyerf.	2/1	-	-	-	-
<i>Chomelia hirsuta</i> Gardn.	2/1	-	-	-	-
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltdl.	-	18/3	-	-	-
<i>Chomelia pohliana</i> Müll. Arg.	-	6/3	-	-	3
<i>Chomelia ribesioides</i> Benth. Ex A Gray	-	11/2	-	-	-
<i>Chomelia sericea</i> Müll. Arg.	-	4/4	-	-	-
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Benth. & Hook. ex Müll. Arg.	10/3	11/2	-	-	-
<i>Coussarea gracilliflora</i> (Mart.) Müll. Arg.	1/1	-	-	-	-
<i>Coussarea meridionalis</i> (Vell.) K. Schum.	6/1	-	1/1	-	-
<i>Coussarea microcarpa</i> Bremek.	4/1	-	-	-	-
<i>Coussarea nodosa</i> (Benth.) Müll. Arg.	119/6	-	-	-	-
<i>Coussarea porophylla</i> (Vell.) K. Schum.	101/4	-	-	-	-
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	4/2	43/11	-	-	-
<i>Faramea cyanea</i> Müll. Arg.	97/1	20/1	-	2/1	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Faramea glaziovii</i> Müll. Arg.	1/1	1/1	-	-	-
<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	38/8	-	-	-	-
<i>Faramea occidentalis</i> (L.) A. Rich.	17/2	-	-	-	-
<i>Faramea pachyantha</i> Müll. Arg.	-	-	4/2	-	-
<i>Faramea porophylla</i> (Vell.) K. Schum.	2/2	-	-	-	-
<i>Faramea tetragona</i> Müll. Arg.	29/2	-	-	-	-
<i>Genipa americana</i> L.	-	33/3	2/1	-	-
<i>Genipa infundibuliformis</i> Zappi & Semir	-	-	6/3	-	-
<i>Guettarda pohliana</i> Müll. Arg.	-	4/1	-	-	-
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schltdl.	-	1/1	-	-	-
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. et Schltdl.	10/6	25/5	-	-	-
<i>Ixora burchelliana</i> Müll. Arg.	6/2	-	-	-	-
<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	14/3	31/8	-	-	-
<i>Ixora riedeliana</i> Müll. Arg.	1/1	-	-	-	-
<i>Ixora venulosa</i> Benth.	-	10/7	9/1	-	-
<i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.	42/6	-	-	-	-
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Roem. & Schult.	39/14	-	3/1	-	-
<i>Psychotria appendiculata</i> Müll. Arg.	7/1	-	-	-	-
<i>Psychotria cephalantha</i> (Müll. Arg.) Standl.	1/1	-	-	-	-
<i>Psychotria estrellana</i> Müll. Arg.	4/2	-	-	-	-
<i>Psychotria fluminensis</i> Vell.	11/1	-	2/1	-	-
<i>Psychotria hancornifolia</i> Benth.	3/1	-	-	-	-
<i>Psychotria hastisepala</i> Müll. Arg.	2/1	-	-	-	-
<i>Psychotria kleinii</i> L.B. Sm. & Downs	6/1	-	-	-	-
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltdl.	4/2	-	-	-	-
<i>Psychotria mapouriioides</i> DC.	46/7	-	-	-	-
<i>Psychotria nemorosa</i> Gardn.	40/2	-	-	-	-
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	34/8	-	-	-	-
<i>Psychotria patentinervia</i> Müll. Arg.	6/3	-	-	-	-
<i>Psychotria pubigera</i> Schltdl.	1/1	-	-	-	-
<i>Psychotria sessilis</i> (Vell.) Müll. Arg.	69/13	5/3	-	-	-
<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.	316/13	1/1	-	-	-
<i>Psychotria vauthieri</i> Müll. Arg.	-	18/1	-	-	-
<i>Psychotria velloziana</i> Benth.	2/1	-	-	-	-
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	1/1	10/2	4/1	-	1
<i>Randia nitida</i> (Kunth) DC. [<i>Randia spinosa</i> (Jacq.) H. Karst.]	2/2	1/1	-	-	-
<i>Rudgea blanchetiana</i> Müll. Arg.	4/1	-	-	-	-
<i>Rudgea gardenioides</i> (Cham.) Müll. Arg.	33/7	10/1	-	-	-
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	129/16	112/6	-	-	-
<i>Rudgea lacinulata</i> Müll. Arg.	1/1	8/2	-	-	-
<i>Rudgea recurva</i> Müll. Arg.	61/5	-	-	-	-
<i>Rudgea vellerea</i> Müll. Arg.	23/4	-	-	-	-
<i>Rustia formosa</i> (Cham. & Schltdl.) Klotzsch.	133/10	-	-	-	-
<i>Simira glaziovii</i> (K.Schum.) Steyererm. [<i>Sickingia glaziovii</i> K. Schum.]	1/1	-	-	-	-
<i>Simira pikia</i> (K.Schum.) Steyererm. [<i>Sickingia pickia</i> K. Schum.]	-	7/1	-	-	-
<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyererm.	-	13/3	-	-	2
RUTACEAE					
<i>Almeidea caerulea</i> A.St-Hil.	-	37/1	-	-	-
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	-	103/17	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Conchocarpus fontanesianus</i> (A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani	3/1	-	-	-	-
<i>Conchocarpus pentandrus</i> (A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani [<i>Cusparia pentandra</i> (A. St.-Hil.) Engler]	-	15/1	-	-	-
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A. Juss. [<i>Dictyoloma incanescens</i> DC.]	5/2	-	2/1	-	-
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	19/5	178/15	-	-	19
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	29/9	27/6	-	-	-
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	1/1	225/5	-	-	-
<i>Galipea jasminiflora</i> (A. St.-Hil.) Engl. [<i>Galipea multiflora</i> Schultz]	-	488/15	-	-	-
<i>Helietta apiculata</i> Benth. [<i>Helietta longifoliata</i> Britton]	-	9/4	-	-	-
<i>Metrodorea nigra</i> A. St.-Hil.	11/2	2638/29	-	-	1
<i>Metrodorea stipularis</i> Mart. [<i>Metrodorea pubescens</i> A. St.-Hil.]	4/1	26/3	-	-	-
<i>Neoraputia saldanhae</i> Emmerich	5/1	-	-	-	-
<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A. St.-Hil.	13/2	39/5	-	-	3
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	-	20/5	-	-	-
<i>Pilocarpus spicatus</i> A. St.-Hil.	-	-	1/1	-	-
<i>Zanthoxylum acuminatum</i> (Sw.) Sw. [<i>Zanthoxylum juniperinum</i> Poepp. / <i>Zanthoxylum minutiflorum</i> Tul.]	-	83/10	-	-	-
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam. [<i>Zanthoxylum chiloperone</i> Mart. ex Engl.]	-	27/7	-	-	2
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg. [<i>Zanthoxylum hyemale</i> A. St.-Hil.]	2/2	28/8	-	-	1
<i>Zanthoxylum monogynum</i> A. St.-Hil. [<i>Zanthoxylum pohlianum</i> Engl.]	1/1	92/11	-	-	-
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	37/11	26/8	-	-	-
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl. [<i>Zanthoxylum cinereum</i> Engl.]	-	43/8	-	2/1	-
<i>Zanthoxylum tingoassuiba</i> A. St.-Hil. [<i>Zanthoxylum nigrum</i> Mart.]	-	1/1	-	-	-
SABIACEAE					
<i>Meliosma itatiaiae</i> Urban	6/4	-	-	-	-
<i>Meliosma sellowii</i> Urban	25/9	-	-	-	-
<i>Meliosma sinuata</i> Urban	16/3	-	-	-	-
SAPINDACEAE					
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	16/8	66/17	-	-	-
<i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	-	3/1	-	-	-
<i>Allophylus membranifolius</i> Radlk.	2/1	2/1	-	-	-
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	42/13	-	1/1	-	-
<i>Allophylus semidentatus</i> (Miq.) Radlk.	20/5	1/1	-	-	-
<i>Allophylus sericeus</i> (Cambess.) Radlk.	2/1	33/3	-	-	-
<i>Cupania emarginata</i> Cambess.	7/2	-	-	-	-
<i>Cupania furfuracea</i> Radlk.	1/1	-	-	-	-
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	347/26	6/2	23/7	-	-
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	1/1	-	-	-	-
<i>Cupania rubiginosa</i> (Poir.) Radlk.	14/1	-	-	-	-
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	180/14	146/17	-	-	-
<i>Cupania zanthoxyloides</i> Cambess.	-	3/2	-	-	-
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	-	203/19	-	-	3
<i>Matayba cristae</i> Reitz	15/2	-	-	-	-
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	117/17	398/11	9/2	-	-
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	64/13	21/3	53/6	-	-
<i>Matayba juglandifolia</i> Radlk.	72/12	-	-	-	-
SAPOTACEAE					
<i>Chrysophyllum flexuosom</i> Mart.	292/14	-	3/1	-	-
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engler	10/5	265/28	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.	45/5	-	-	-	-
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hooker & Arnott) Radlk.	27/2	28/4	-	-	7
<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichler	19/3	-	-	-	-
<i>Diploon cuspidatum</i> (Hoehne) Cronquist	99/6	-	-	-	-
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	285/22	-	2/1	-	-
<i>Manilkara subsericea</i> (Mart.) Duberd	6/4	-	-	-	-
<i>Micropholis compta</i> Pierre	1/1	-	-	-	-
<i>Micropholis crassipedicellata</i> (Mart. & Eichler) Pierre [<i>Micropholis cuneata</i> (Raunkiaer) Pierre ex Glaziou / <i>Pouteria striata</i> Baehni]	32/11	-	-	-	-
<i>Pouteria beaurepairei</i> (Glaziou & Raunkiaer) Baehni	-	-	15/2	-	-
<i>Pouteria bullata</i> (S. Moore) Baehni [<i>Pouteria pellita</i> Baehni]	2/1	-	-	-	-
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk. [<i>Pouteria laurifolia</i> (Gomes) Radlk.]	38/11	-	-	-	-
<i>Pouteria gardneriana</i> (DC.) Radlk. [<i>Pouteria ciliolata</i> (Engler) Dubard]	24/2	-	-	-	-
<i>Pouteria grandiflora</i> (DC.) Baehni	1/1	-	-	-	-
<i>Pouteria psammophila</i> (Mart.) Radlk.	33/8	-	6/2	-	-
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	1/1	1/1	-	-	-
<i>Pouteria salicifolia</i> (Spreng.) Radlk.	-	2/1	-	-	-
<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni	11/5	-	-	-	-
<i>Pradosia lactescens</i> (Vell.) Radlk.	3/2	-	-	-	-
<i>Sideroxylon gardnerianum</i> A. DC.	7/2	-	-	-	-
SIMAROUBACEAE					
<i>Picramnia ciliata</i> Mart.	2/2	-	-	-	-
<i>Picramnia glazioviana</i> Engl.	3/2	-	-	-	-
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl. [<i>Picramnia regnellii</i> Engl.]	2/2	3/1	2/1	-	-
<i>Picramnia ramiflora</i> [<i>Picramnia warmingiana</i> Engl.]	2/1	16/7	-	-	-
<i>Simaba glabra</i> Engl.	-	8/1	-	-	-
SOLANACEAE					
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltdl.	1/1	-	-	-	-
<i>Brunfelsia pauciflora</i> (Cham. & Schltdl.) Benth.	1/1	-	-	-	-
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	3/1	-	-	-	-
<i>Cestrum laevigatum</i> Sendtn.	3/3	1/1	-	1/1	-
<i>Cestrum schlechtendalii</i> G. Don	18/2	2/1	1/1	-	-
<i>Cestrum sessiliflorum</i> Schott. ex Sendtn.	2/2	-	-	-	-
<i>Cestrum strigillatum</i> Ruiz & Pav. [<i>Cestrum calycinum</i> Willd.]	10/4	-	-	-	-
<i>Sessea brasiliensis</i> Toledo	116/12	-	-	-	-
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	3/2	10/4	-	-	-
<i>Solanum bullatum</i> Vell.	91/12	15/3	-	-	-
<i>Solanum castaneum</i> Carvalho	2/2	-	-	-	-
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn. [<i>Solanum excelsum</i> A. St.-Hil. / <i>Solanum praealtum</i> Sendtn.]	8/3	6/1	-	-	-
<i>Solanum diploconos</i> (Mart.) Bohs [<i>Cyphomandra diploconos</i> (Mart.) Sendtn. / <i>Cyphomandra fragrans</i> (Hook.) Sendtn.]	4/3	-	-	-	-
<i>Solanum glaziovii</i> Hiern	2/2	-	-	-	-
<i>Solanum glomuliflorum</i> Sendtn.	2/1	-	-	-	-
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	4/1	5/2	-	-	-
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil. [<i>Solanum inaequale</i> Vell.]	33/9	6/4	-	-	-
<i>Solanum rufescens</i> Sendtn.	30/8	-	-	-	-
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal [<i>Solanum citrifolium</i> Willd.]	1/1	-	-	-	-
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	61/6	3/2	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
STERCULIACEAE					
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	-	70/10	-	-	-
STRYCHNACEAE					
<i>Strychnos acuta</i> Progel	4/1	-	-	-	-
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	-	7/2	-	-	-
STYRACACEAE					
<i>Styrax acuminatus</i> Pohl	2/2	6/2	-	-	-
<i>Styrax camporus</i> Pohl	-	11/2	-	-	-
<i>Styrax glabratus</i> Schott	-	-	9/1	-	-
<i>Styrax glabrus</i> Sw.	-	6/2	-	-	-
<i>Styrax longiflorus</i> A. DC.	2/1	-	-	-	-
<i>Styrax pohlii</i> A. DC.	25/2	13/6	-	153/2	-
SYMPLOCACEAE					
<i>Symplocos celastrina</i> Mart. ex Miq.	40/9	14/2	-	-	-
<i>Symplocos frondosa</i> Brand	8/2	-	-	-	-
<i>Symplocos glanduloso-marginata</i> Hoehne	5/1	-	-	-	-
<i>Symplocos laxiflora</i> Benth.	5/2	-	-	-	-
<i>Symplocos mosenii</i> Brand	6/2	-	-	-	-
<i>Symplocos nitens</i> (Pohl) Benth.	-	4/1	-	-	-
<i>Symplocos nitidiflora</i> Brand	4/1	-	-	-	-
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	1/1	5/2	-	-	-
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	-	17/2	-	-	-
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	8/4	-	-	-	-
<i>Symplocos trachycarpa</i> Brand	7/3	-	-	-	-
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	6/3	3/1	-	-	-
<i>Symplocos variabilis</i> Mart.	16/4	-	3/1	-	-
THEACEAE					
<i>Gordonia fruticosa</i> (Schrad.) H. Keng [<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski / <i>Laplacea semisserrata</i> Cambess.]	40/10	-	-	-	-
<i>Gordonia tomentosa</i> (Mart. & Zucc.) Spreng. [<i>Laplacea tomentosa</i> (Mart. & Zucc.) D. Don]	11/2	-	-	-	-
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	1/1	-	348/4	-	-
THEOPHRASTACEAE					
<i>Clavija macrophylla</i> Radlk.	2/1	-	-	-	-
THYMELAEACEAE					
<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart.	2/1	-	-	-	-
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling [<i>Daphnopsis beta</i> Taub.]	19/5	34/7	1/1	-	-
<i>Daphnopsis schwackeana</i> Taub. [<i>Daphnopsis gemmiflora</i> (Miers) Domke]	19/3	-	-	-	-
<i>Daphnopsis sellowiana</i> Taub.	2/1	-	-	-	-
TILIACEAE					
<i>Christiana macrodon</i> Toledo	-	7/2	-	-	-
<i>Heliocarpus americanus</i> L.	-	5/2	-	-	-
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	7/3	68/16	-	-	3-
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	16/3	8/1	-	-	-
<i>Luehea speciosa</i> Willd.	5/2	1/1	-	-	-

Tabela A.1 (Continuação)

Família / Espécie [sinônimos]	FO	FE	FR	FP	FD
ULMACEAE					
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sargent [<i>Celtis pubescens</i> (HBK.) Spreng.]	-	14/4	-	1/1	-
<i>Celtis tala</i> Gillies ex Planch.	-	4/1	-	-	-
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	13/6	113/12	-	-	-
URTICACEAE					
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	-	431/20	-	-	-
VERBENACEAE					
<i>Aegiphyla brachiata</i> Schltr. & Cham.	2/1	-	-	-	-
<i>Aegiphyla lhotzkyana</i> Cham.	-	17/1	-	-	-
<i>Aegiphyla obducta</i> Vell.	4/2	-	-	-	-
<i>Aegiphyla sellowiana</i> Cham.	39/17	8/3	-	-	-
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) A. Juss.	-	169/12	-	-	-
<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	8/3	-	-	-	-
<i>Lantana brasiliensis</i> Link	3/1	-	-	-	-
<i>Lantana camara</i> L.	1/1	-	-	-	-
<i>Vitex cymosa</i> Bertero ex Spreng.	-	3/1	1/1	-	-
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke [<i>Vitex montevidensis</i> Cham.]	-	3/1	-	1/1	1
<i>Vitex polygama</i> Cham.	30/16	7/1	-	-	-
<i>Vitex sellowiana</i> Cham.	4/3	-	-	-	-
VIOLACEAE					
<i>Amphyrhox longifolia</i> (A. St.-Hil.) Spreng.	110/3	-	-	-	-
VOCHYSIACEAE					
<i>Callisthene minor</i> Mart.	29/3	111/2	-	-	-
<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	10/2	-	-	-	-
<i>Qualea gestasiana</i> A. St.-Hil.	12/1	-	-	-	-
<i>Qualea glaziovii</i> Warm.	10/2	-	-	-	-
<i>Qualea jundiahy</i> Warm.	5/3	43/9	-	-	-
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	-	2/2	-	-	-
<i>Qualea selloi</i> Warm.	4/3	-	-	-	-
<i>Vochysia acuminata</i> Bong.	2/1	-	-	-	-
<i>Vochysia bifalcata</i> Warm.	5/2	1/1	-	-	-
<i>Vochysia laurifolia</i> Warm.	1/1	-	-	-	-
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	50/17	2/1	-	-	-
<i>Vochysia saldanhana</i> Warm.	5/1	-	-	-	-
<i>Vochysia schwackeana</i> Warm.	7/4	-	-	-	-
<i>Vochysia tucanorum</i> Warm.	32/10	33/8	-	-	-
WINTERACEAE					
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	2/1	-	-	-	-

Tabela A.2. Abundância (Ni), riqueza (Ne) e constância (Na) das famílias nos cinco tipos florestais representados no estado de São Paulo. Ni: número médio de indivíduos, Ne: número médio de espécies, Na: número de amostras, FO: Floresta Ombrófila Densa (n = 24 amostras), FE: Floresta Estacional Semidecídua (n = 25 amostras), FR: Floresta de restinga (n = 5), FP: Floresta paludícola (n = 2) e FD: Floresta decídua (n = 1 amostra), Tot: média total, %Ni: média total em relação ao total da amostra (para Ni, N = 300 árvores e para Ne, N = total de espécies registrado na amostra). Os desvios padrões da média estão indicados entre parênteses.

Família	Ni					Ne					Na								
	FO	FE	FR	FP	FD	Tot	%Ni	FO	FE	FR	FP	FD	Tot	%Ne	FO	FE	FR	FP	FD
Myrtaceae	42,6 (23,1)	17,5 (18,4)	50,0 (37,4)	3,5 (4,9)	139	32,6 (29,5)	10,9 (9,8)	14,7 (6,5)	5,3 (3,6)	9,0 (6,8)	2,0 (2,8)	6	9,5 (7,0)	12,4 (7,4)	24	25	4	1	1
Leguminosae	18,8 (14,7)	51,6 (30,6)	9,6 (9,4)	11,0 (7,1)	21	32,1 (28,4)	10,7 (9,5)	8,1 (3,0)	11,3 (3,0)	3,0 (2,7)	2,5 (0,7)	11	8,9 (3,9)	13,3 (6,9)	24	25	4	2	1
Euphorbiaceae	22,2 (17,2)	40,4 (33,1)	25,4 (23,6)	23,0 (31,1)	27	30,6 (27,0)	10,2 (9,0)	4,9 (1,3)	4,4 (2,1)	3,0 (1,9)	2,5 (2,1)	3	4,4 (1,8)	6,4 (3,0)	24	25	4	2	1
Meliaceae	8,8 (8,3)	28,5 (31,0)	2,8 (3,3)	19,0 (26,9)	4	17,2 (23,7)	5,7 (7,9)	2,3 (1,2)	4,0 (1,9)	0,8 (0,8)	1,0 (1,4)	1	2,8 (1,8)	4,3 (3,2)	23	24	3	1	1
Lauraceae	18,8 (10,0)	15,3 (10,6)	11,4 (10,7)	0,5 (0,7)	-	15,7 (10,8)	5,2 (3,6)	8,2 (3,3)	3,9 (2,4)	3,8 (2,8)	0,5 (0,7)	-	5,5 (3,7)	7,6 (4,3)	24	25	5	1	1
Rutaceae	1,5 (2,1)	33,0 (30,6)	-	-	5	15,2 (25,6)	5,1 (8,5)	0,8 (1,0)	3,8 (1,8)	-	-	3	2,0 (2,1)	3,2 (3,4)	12	25	-	-	1
Areaceae	25,7 (25,6)	1,8 (2,5)	15,4 (18,9)	7,0 (9,9)	-	13,2 (20,7)	4,4 (6,9)	1,5 (1,1)	0,6 (0,7)	1,2 (1,3)	1,0 (1,4)	-	1,0 (1,0)	1,4 (1,6)	17	13	3	1	-
Rubiaceae	24,0 (16,1)	5,5 (7,5)	3,4 (4,9)	-	1	12,9 (15,0)	4,3 (5,0)	5,9 (3,3)	1,9 (2,0)	1,8 (2,4)	-	1	3,5 (3,3)	4,3 (3,4)	24	17	4	-	1
Sapindaceae	9,5 (6,9)	11,2 (20,6)	7,4 (10,2)	-	1	9,6 (14,6)	3,2 (4,9)	2,4 (1,3)	1,6 (1,1)	1,2 (0,8)	-	1	1,8 (1,3)	2,5 (1,6)	22	20	4	-	1
Anacardiaceae	3,2 (6,3)	9,8 (11,0)	12,6 (27,6)	26,5 (16,3)	6	7,8 (12,4)	2,6 (4,1)	0,7 (0,7)	1,3 (0,8)	0,4 (0,5)	1,0 (0,0)	1	0,9 (0,8)	1,5 (1,3)	13	23	2	2	1
Apocynaceae	4,5 (5,8)	8,9 (8,6)	0,4 (0,9)	-	13	6,1 (7,5)	2,0 (2,5)	1,0 (0,7)	1,4 (0,9)	0,2 (0,4)	-	2	1,1 (0,9)	1,6 (1,3)	19	22	1	-	1
Sapotaceae	9,4 (8,8)	3,1 (2,9)	2,8 (3,6)	-	2	5,6 (6,9)	1,9 (2,3)	2,9 (2,0)	0,8 (0,4)	0,6 (0,5)	-	1	1,7 (1,7)	2,1 (1,7)	20	21	3	-	1
Nyctaginaceae	10,8 (13,6)	1,2 (2,2)	4,2 (7,4)	-	-	5,4 (10,2)	1,8 (3,4)	1,1 (0,4)	0,5 (0,6)	0,4 (0,5)	-	-	0,7 (0,6)	0,9 (0,8)	23	12	2	-	-
Clusiaceae	3,0 (3,1)	0,6 (2,0)	15,4 (22,9)	68,0 (4,2)	-	5,3 (14,3)	1,8 (4,8)	1,0 (0,6)	0,2 (0,4)	2,2 (0,8)	1,0 (0,0)	-	0,7 (0,8)	1,4 (2,9)	20	5	5	2	-
Flacourtiaceae	4,7 (6,3)	6,2 (5,1)	0,6 (1,3)	-	-	4,8 (5,6)	1,6 (1,9)	1,7 (1,2)	1,8 (1,1)	0,2 (0,4)	-	-	1,5 (1,2)	2,2 (1,7)	19	23	1	-	-
Annonaceae	4,8 (3,4)	3,0 (3,2)	12,4 (10,2)	-	-	4,5 (4,9)	1,5 (1,6)	2,2 (1,0)	1,2 (0,8)	1,0 (0,7)	-	-	1,5 (1,0)	2,1 (1,4)	24	20	4	-	-
Aquifoliaceae	0,9 (1,5)	0,8 (2,8)	40,4 (68,8)	4,0 (5,7)	-	4,4 (21,7)	1,5 (7,2)	0,5 (0,7)	0,2 (0,5)	1,8 (0,8)	0,5 (0,7)	-	0,5 (0,8)	1,4 (5,4)	9	3	5	1	-
Myrsinaceae	4,0 (5,5)	2,1 (4,4)	13,2 (15,7)	13,5 (2,1)	-	4,2 (7,1)	1,4 (2,4)	1,5 (1,5)	0,7 (0,7)	1,6 (1,1)	1,5 (0,7)	-	1,1 (1,2)	1,7 (1,8)	19	16	4	2	-
Melastomataceae	8,0 (13,3)	0,7 (1,9)	3,2 (4,3)	5,0 (5,7)	-	4,1 (9,4)	1,4 (3,1)	2,3 (2,2)	0,2 (0,4)	1,6 (1,8)	1,0 (0,0)	-	1,3 (1,8)	1,6 (2,0)	19	6	3	2	-
Burseraceae	1,5 (3,5)	3,6 (6,7)	-	42,5 (37,5)	-	3,7 (10,3)	1,2 (3,4)	0,4 (0,5)	0,4 (0,6)	-	1,0 (0,0)	-	0,4 (0,5)	0,6 (1,0)	9	10	-	2	-
Celastraceae	5,7 (9,4)	1,0 (1,8)	6,6 (5,9)	-	-	3,4 (6,8)	1,1 (2,3)	1,4 (1,0)	0,4 (0,5)	1,0 (0,7)	-	-	0,8 (0,9)	1,1 (1,2)	19	9	4	-	-
Theaceae	0,5 (1,2)	-	35,4 (58,0)	-	-	3,3 (18,5)	1,1 (6,2)	0,3 (0,7)	-	0,6 (0,5)	-	-	0,2 (0,5)	0,6 (2,7)	5	-	3	-	-
Urticaceae	-	6,9 (11,7)	-	-	-	3,0 (8,4)	1,0 (2,8)	-	0,5 (0,5)	-	-	-	0,2 (0,4)	0,4 (0,8)	-	12	-	-	-
Moraceae	3,3 (3,3)	2,8 (4,6)	0,6 (1,3)	3,5 (2,1)	1	2,8 (3,8)	0,9 (1,3)	1,8 (1,5)	1,1 (0,9)	0,2 (0,4)	2,0 (1,4)	1	1,4 (1,2)	2,0 (2,1)	20	17	1	2	1

Tabela A.2 (Continuação)

Família	Ni					Ne					Na								
	FO	FE	FR	FP	FD	Tot	%Ni	FO	FE	FR	FP	FD	Tot	%Ne	FO	FE	FR	FP	FD
Bombacaceae	3,0 (5,2)	2,2 (3,9)	1,0 (2,2)	-	17	2,6 (4,7)	0,9 (1,6)	0,6 (0,8)	0,7 (0,7)	0,4 (0,9)	-	2	0,6 (0,8)	0,9 (1,2)	9	14	1	-	1
Asteraceae	3,3 (5,0)	2,7 (5,2)	0,6 (1,3)	0,5 (0,7)	-	2,6 (4,8)	0,9 (1,6)	1,1 (1,2)	0,6 (0,8)	0,2 (0,4)	0,5 (0,7)	-	0,8 (1,0)	1,0 (1,3)	13	11	1	1	-
Monimiaceae	4,4 (5,3)	1,6 (3,9)	0,6 (1,3)	-	-	2,6 (4,6)	0,9 (1,5)	1,5 (1,5)	0,5 (0,7)	0,2 (0,4)	-	-	0,9 (1,2)	1,1 (1,3)	18	11	1	-	-
Boraginaceae	2,9 (4,5)	2,3 (3,6)	0,2 (0,4)	-	8	2,4 (3,9)	0,8 (1,3)	0,8 (0,5)	0,9 (0,9)	0,2 (0,4)	-	1	0,8 (0,7)	1,1 (1,2)	17	16	1	-	1
Verbenaceae	0,9 (2,0)	4,4 (11,0)	0,2 (0,4)	0,5 (0,7)	1	2,4 (7,5)	0,8 (2,5)	0,5 (0,9)	0,7 (0,6)	0,2 (0,4)	0,5 (0,7)	1	0,6 (0,8)	0,9 (1,1)	8	15	1	1	1
Bignoniaceae	1,6 (2,0)	2,0 (1,7)	6,4 (7,5)	-	-	2,1 (3,0)	0,7 (1,0)	0,8 (0,9)	0,8 (0,7)	0,6 (0,5)	-	-	0,8 (0,8)	1,0 (1,1)	14	17	3	-	-
Elaeocarpaceae	4,2 (4,1)	0,4 (0,8)	1,8 (3,5)	-	-	2,1 (3,4)	0,7 (1,1)	1,1 (0,7)	0,2 (0,4)	0,4 (0,5)	-	-	0,6 (0,7)	0,7 (0,8)	20	5	2	-	-
Oleaceae	4,8 (9,1)	-	-	-	-	2,0 (6,3)	0,7 (2,1)	1,0 (0,8)	-	-	-	-	0,4 (0,7)	0,4 (0,8)	16	-	-	-	-
Araliaceae	1,7 (2,3)	1,6 (2,8)	3,6 (5,5)	7,0 (2,8)	-	2,0 (3,0)	0,7 (1,0)	0,6 (0,8)	0,5 (0,7)	0,6 (0,5)	1,0 (0,0)	-	0,6 (0,7)	0,9 (1,2)	11	9	3	2	-
Cyatheaceae	4,3 (8,3)	0,1 (0,4)	0,2 (0,4)	0,5 (0,7)	-	1,9 (5,7)	0,6 (1,9)	0,8 (1,5)	0,0 (0,2)	0,2 (0,4)	0,5 (0,7)	-	0,4 (1,1)	0,5 (1,1)	9	1	1	1	-
Solanaceae	3,6 (5,9)	0,7 (1,4)	-	0,5 (0,7)	-	1,8 (4,2)	0,6 (1,4)	1,1 (1,2)	0,3 (0,6)	-	0,5 (0,7)	-	0,6 (1,0)	0,9 (1,3)	14	7	-	1	-
Lecythidaceae	0,8 (1,1)	3,0 (3,1)	-	-	-	1,7 (2,5)	0,6 (0,8)	0,5 (0,7)	1,0 (0,7)	-	-	-	0,6 (0,7)	0,9 (1,1)	10	19	-	-	-
Cecropiaceae	2,1 (3,1)	1,0 (1,4)	0,4 (0,5)	8,5 (0,7)	-	1,6 (2,7)	0,5 (0,9)	0,9 (0,9)	0,4 (0,5)	0,4 (0,5)	1,0 (0,0)	-	0,6 (0,7)	0,9 (1,1)	14	11	2	2	-
Vochysiaceae	2,2 (2,7)	1,4 (2,6)	-	-	-	1,5 (2,6)	0,5 (0,9)	1,0 (1,0)	0,6 (0,7)	-	-	-	0,7 (0,8)	0,9 (1,0)	14	12	-	-	-
Proteaceae	2,0 (2,2)	0,7 (0,9)	3,6 (6,5)	-	-	1,5 (2,5)	0,5 (0,8)	1,0 (0,9)	0,4 (0,5)	0,8 (1,1)	-	-	0,7 (0,8)	0,9 (1,0)	17	11	2	-	-
Ulmaceae	0,2 (0,6)	2,9 (8,5)	-	-	-	1,4 (5,8)	0,5 (1,9)	0,1 (0,3)	0,4 (0,6)	-	-	-	0,2 (0,5)	0,4 (0,8)	3	9	-	-	-
Chrysobalanaceae	2,6 (2,6)	0,0 (0,2)	1,4 (1,9)	-	-	1,2 (2,1)	0,4 (0,7)	1,4 (1,4)	0,0 (0,2)	0,6 (0,9)	-	-	0,7 (1,1)	0,8 (1,3)	17	1	2	-	-
Styracaceae	0,3 (1,2)	0,5 (1,0)	1,4 (3,1)	22,0 (18,4)	-	1,2 (4,9)	0,4 (1,6)	0,1 (0,3)	0,3 (0,5)	0,2 (0,4)	1,0 (0,0)	-	0,2 (0,5)	0,4 (1,0)	2	6	1	2	-
Rosaceae	1,7 (2,6)	1,1 (1,7)	-	1,0 (1,4)	-	1,2 (2,1)	0,4 (0,7)	0,5 (0,5)	0,4 (0,6)	-	0,5 (0,7)	-	0,4 (0,5)	0,6 (0,9)	12	9	-	1	-
Polygonaceae	1,4 (3,4)	0,4 (1,2)	1,2 (2,2)	-	11	1,1 (2,8)	0,4 (0,9)	0,4 (0,7)	0,1 (0,3)	0,4 (0,5)	-	1	0,3 (0,5)	0,4 (0,7)	8	3	2	-	1
Myristicaceae	2,3 (3,9)	-	0,2 (0,4)	-	-	1,0 (2,8)	0,3 (0,9)	0,7 (0,8)	-	0,2 (0,4)	-	-	0,3 (0,6)	0,3 (0,7)	12	-	1	-	-
Piperaceae	0,0 (0,2)	2,2 (7,0)	-	-	-	1,0 (4,7)	0,3 (1,6)	0,0 (0,2)	0,6 (0,9)	-	-	-	0,3 (0,6)	0,5 (1,1)	1	12	-	-	-
Clethraceae	1,0 (1,7)	1,2 (5,8)	-	-	-	0,9 (4,0)	0,3 (1,3)	0,3 (0,5)	0,1 (0,3)	-	-	-	0,2 (0,4)	0,2 (0,5)	7	2	-	-	-
Icacinaeae	0,7 (1,3)	0,4 (0,8)	-	13,0 (18,4)	-	0,9 (3,5)	0,3 (1,2)	0,3 (0,5)	0,2 (0,4)	-	0,5 (0,7)	-	0,2 (0,4)	0,4 (0,8)	8	5	-	1	-
Ochnaceae	2,1 (6,0)	-	-	-	-	0,9 (4,0)	0,3 (1,3)	0,4 (0,5)	-	-	-	-	0,2 (0,4)	0,2 (0,4)	9	-	-	-	-
Caricaceae	0,4 (1,1)	1,6 (2,7)	-	-	-	0,9 (2,0)	0,3 (0,7)	0,2 (0,4)	0,6 (0,6)	-	-	-	0,3 (0,5)	0,5 (0,8)	4	13	-	-	-
Symplocaceae	1,0 (1,5)	0,8 (2,9)	0,6 (1,3)	-	-	0,9 (2,2)	0,3 (0,7)	0,7 (1,0)	0,2 (0,8)	0,2 (0,4)	-	-	0,4 (0,9)	0,6 (1,2)	10	2	1	-	-
Tiliaceae	0,3 (0,6)	1,5 (2,2)	-	-	5	0,9 (1,7)	0,3 (0,6)	0,3 (0,4)	0,6 (0,6)	-	-	1	0,4 (0,6)	0,6 (0,9)	6	13	-	-	1
Phytolacaceae	0,1 (0,3)	1,7 (2,0)	-	-	-	0,8 (1,5)	0,3 (0,5)	0,1 (0,3)	0,7 (0,6)	-	-	-	0,4 (0,6)	0,6 (0,9)	3	15	-	-	-
Rhamnaceae	0,3 (1,0)	1,4 (2,5)	-	-	-	0,8 (1,9)	0,3 (0,6)	0,1 (0,3)	0,4 (0,6)	-	-	-	0,2 (0,5)	0,4 (0,8)	3	10	-	-	-
Cactaceae	-	0,0 (0,2)	-	-	36	0,6 (4,8)	0,2 (1,6)	-	0,0 (0,2)	-	-	1	0,0 (0,2)	0,1 (0,4)	-	1	-	-	1
Magnoliaceae	0,1 (0,3)	0,1 (0,4)	-	12,5 (14,8)	-	0,5 (3,1)	0,2 (1,0)	0,1 (0,3)	0,0 (0,2)	-	1,0 (0,0)	-	0,1 (0,3)	0,2 (0,8)	3	1	-	2	-
Combretaceae	0,5 (0,9)	0,5 (0,8)	-	-	2	0,5 (0,8)	0,2 (0,3)	0,3 (0,5)	0,4 (0,5)	-	-	1	0,3 (0,5)	0,4 (0,7)	3	-	-	-	-

Tabela A.2 (Continuação)

Família	Ni					Ne					Na								
	FO	FE	FR	FP	FD	Tot	%Ni	FO	FE	FR	FP	FD	Tot	%Ne	FO	FE	FR	FP	FD
Violaceae	1,1 (3,8)	-	-	-	-	0,5 (2,5)	0,2 (0,8)	0,1 (0,3)	-	-	-	-	0,1 (0,2)	0,1 (0,2)	8	9	-	-	1
Lythraceae	0,1 (0,4)	1,0 (1,9)	-	-	-	0,5 (1,4)	0,2 (0,5)	0,0 (0,2)	0,3 (0,5)	-	-	-	0,1 (0,4)	0,2 (0,6)	1	7	-	-	-
Malphiaceae	0,8 (2,3)	0,0 (0,2)	1,2 (1,6)	-	-	0,4 (1,6)	0,1 (0,5)	0,3 (0,5)	0,0 (0,2)	0,4 (0,5)	-	-	0,2 (0,4)	0,2 (0,6)	5	1	2	-	-
Lacistemaceae	0,7 (2,5)	0,0 (0,2)	1,2 (1,6)	-	-	0,4 (1,7)	0,1 (0,6)	0,1 (0,3)	0,0 (0,2)	0,4 (0,5)	-	-	0,1 (0,3)	0,1 (0,4)	2	1	2	-	-
Thymeliaceae	0,5 (1,0)	0,4 (1,6)	0,2 (0,4)	-	-	0,4 (1,3)	0,1 (0,4)	0,3 (0,6)	0,1 (0,3)	0,2 (0,4)	-	-	0,2 (0,4)	0,3 (0,6)	6	3	1	-	-
Sterculiaceae	-	0,8 (2,1)	-	-	-	0,3 (1,4)	0,1 (0,5)	-	0,2 (0,4)	-	-	-	0,1 (0,3)	0,2 (0,6)	-	6	-	-	-
Simaroubaceae	0,1 (0,3)	0,5 (1,6)	0,4 (0,9)	-	-	0,3 (1,1)	0,1 (0,4)	0,1 (0,3)	0,2 (0,4)	0,2 (0,4)	-	-	0,1 (0,3)	0,2 (0,5)	2	4	1	-	-
Erythroxylaceae	0,5 (1,2)	0,2 (0,6)	0,2 (0,4)	-	-	0,3 (0,9)	0,1 (0,3)	0,2 (0,4)	0,1 (0,3)	0,2 (0,4)	-	-	0,1 (0,4)	0,2 (0,5)	5	2	1	-	-
Cunoniaceae	0,6 (1,0)	-	0,2 (0,4)	-	-	0,3 (0,7)	0,1 (0,2)	0,3 (0,5)	-	0,2 (0,4)	-	-	0,2 (0,4)	0,2 (0,5)	8	-	1	-	-
Connaraceae	0,3 (1,1)	0,1 (0,4)	-	-	-	0,2 (0,8)	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	-	-	-	0,1 (0,3)	0,1 (0,4)	3	2	-	-	-
Sabiaceae	0,5 (0,7)	-	-	-	-	0,2 (0,5)	0,1 (0,2)	0,4 (0,6)	-	-	-	-	0,2 (0,4)	0,2 (0,5)	9	-	-	-	-
Humiriaceae	0,4 (1,1)	-	-	-	-	0,2 (0,8)	0,1 (0,3)	0,2 (0,5)	-	-	-	-	0,1 (0,3)	0,1 (0,4)	4	-	-	-	-
Malvaceae	-	0,4 (1,4)	-	-	-	0,2 (0,9)	0,1 (0,3)	-	0,2 (0,4)	-	-	-	0,1 (0,3)	0,2 (0,6)	-	4	-	-	-
Podocarpaceae	-	-	-	4,5 (6,4)	-	0,2 (1,2)	0,1 (0,4)	-	-	-	0,5 (0,7)	-	0,0 (0,1)	0,1 (0,5)	-	-	-	1	-
Opiliaceae	0,1 (0,4)	0,2 (0,5)	-	-	-	0,1 (0,4)	0,0 (0,1)	0,1 (0,3)	0,2 (0,4)	-	-	-	0,1 (0,3)	0,1 (0,5)	2	4	-	-	-
Hippocrateaceae	0,3 (0,9)	-	-	-	-	0,1 (0,6)	0,0 (0,2)	0,2 (0,5)	-	-	-	-	0,1 (0,3)	0,1 (0,4)	3	-	-	-	-
Ebenaceae	-	0,2 (0,6)	-	-	-	0,1 (0,4)	0,0 (0,1)	-	0,2 (0,4)	-	-	-	0,1 (0,3)	0,1 (0,4)	-	4	-	-	-
Oleaceae	0,3 (0,7)	-	-	-	-	0,1 (0,5)	0,0 (0,2)	0,2 (0,5)	-	-	-	-	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	3	-	-	-	-
Quiinaceae	0,3 (0,7)	-	-	-	-	0,1 (0,5)	0,0 (0,2)	0,2 (0,4)	-	-	-	-	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	4	-	-	-	-
Chloranthaceae	-	-	-	2,5 (3,5)	-	0,1 (0,7)	0,0 (0,2)	-	-	-	0,5 (0,7)	-	0,0 (0,1)	0,1 (0,6)	-	-	-	1	-
Agavaceae	0,1 (0,4)	0,0 (0,2)	-	-	-	0,1 (0,3)	0,0 (0,1)	0,0 (0,2)	0,0 (0,2)	-	-	-	0,0 (0,2)	0,0 (0,3)	1	1	-	-	-
Canellaceae	0,1 (0,4)	-	-	-	-	0,1 (0,3)	0,0 (0,1)	0,1 (0,3)	-	-	-	-	0,0 (0,2)	0,0 (0,2)	2	-	-	-	-
Polygalaceae	0,1 (0,4)	-	-	-	-	0,0 (0,3)	0,0 (0,1)	0,0 (0,2)	-	-	-	-	0,0 (0,1)	0,0 (0,2)	1	-	-	-	-
Strychnaceae	0,0 (0,2)	0,0 (0,2)	-	-	-	0,0 (0,2)	0,0 (0,1)	0,0 (0,2)	0,0 (0,2)	-	-	-	0,0 (0,2)	0,0 (0,2)	1	1	-	-	-

Apêndice B

Relação dos levantamentos fitossociológicos realizados em florestas no estado de São Paulo, a partir dos quais foi obtido o conjunto de dados florísticos analisados.

-
- Almeida-Scabbia R.J. 1996. Fitossociologia de um trecho de floresta atlântica no Parque Estadual Intervales, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- Aragaki S. e Mantovani W. 1994. Estudos estruturais e taxonômicos de trecho remanescente de floresta no Parque Municipal Alfredo Volpi (São Paulo, SP). Publicação ACIESP 87(2): 68-80.
- Arzolla F.A.R.P. 2002. Florística e fitossociologia de trecho da Serra da Cantareira, núcleo Águas Claras, Parque Estadual da Cantareira, Mairiporã - SP. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Assis M.A. 1999. Florística e caracterização das comunidades vegetais da Planície Costeira de Picinguaba, Ubatuba - SP. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Baitello J.B., Aguiar O.T., Rocha F.T., Pastore J.A. e Esteves R. 1993. Estrutura fitossociológica da vegetação arbórea da Serra da Cantareira (SP) - Núcleo Pinheirinho. Revista do Instituto Florestal 5(2): 133-161.
- Bertoni J.E.A. 1984. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta do interior do estado de São Paulo: Reserva Estadual de Porto Ferreira. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Bertoni J.E.A., Martins F.R., Moraes J.L. e Shepherd G.J. 1988. Composição florística e estrutura fitossociológica do Parque Estadual de Vaçununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP - Gleba Praxedes. Boletim Técnico do Instituto Florestal 42: 147-170.
- Cardoso-Leite E. 1995. Ecologia de um fragmento florestal em São Roque, SP: florística, fitossociologia e silvigênese. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Cardoso-Leite E. 2000. A vegetação de uma Reserva Biológica Municipal: contribuição ao manejo e à conservação da Serra do Japi, Jundiá, SP. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Carvalhoes M.A. 1997. Florística e estrutura de mata sobre Restinga na Juréia, Iguape, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Catharino E.L.M. 1989. Estudos fisionômico-florísticos e fitossociológicos em matas secundárias no município de Piracicaba, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Cavassan O., Cesar O. e Martins F.R. 1984. Fitossociologia da vegetação arbórea da Reserva Estadual de Bauru. Revista Brasileira de Botânica 7(2): 91-106.

- Cesar O. e Monteiro R. 1995. Florística e fitossociologia de uma floresta de restinga em Picinguaba (Parque Estadual da Serra do Mar), Município de Ubatuba, SP. *Naturalia* 20: 89-105.
- Cielo-Filho R. 2001. Estrutura de abundância de um trecho da floresta estacional semidecídua no município de Campinas, estado de São Paulo: Mata Ribeirão Cachoeira. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Dias A.C., Custódio-Filho A. e Franco G.A.D.C. 2000. Diversidade do componente arbóreo em floresta pluvial atlântica secundária, São Paulo, Brasil. *Revista do Instituto Florestal* 12(2): 127-153.
- Dislich R., Cersósimo L. e Mantovani W. 2001. Análise da estrutura de fragmentos florestais no Planalto Paulistano - SP. *Revista Brasileira de Botânica* 24(3): 321-332.
- Durigan G. 1994. Florística, fitossociologia e produção de folheto em matas ciliares da região oeste do estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Durigan G., Franco G.A.D.C., Saito M. e Baitello J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica de Caetetus, Gália, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 23(4): 369-381.
- Figueiredo N. 1993. Estudo fitossociológico em uma floresta mesófila semidecídua na Estação Experimental de Angatuba, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Franco G.A.D.C. 2002. Florística e fitossociologia de duas unidades do mosaico florestal da Estação Ecológica dos Caetetus - Floresta Estadual Semidecidual, Gália-SP. Dissertação de Mestrado Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba.
- Gandolfi S. 1991. Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, Município de Guarulhos, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Gandolfi S. 2000. História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil). Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Gibbs P.E., Leitão-Filho H.F. e Abbott R.J. 1980. Application of the point-centred quarter method in a floristic survey of an area of gallery forest at Moji-Guaçu, SP, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 3: 17-22.
- Gomes E.P.C. 1998. Dinâmica do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Grombone M.T., Bernacci L.C., Meira-Neto J. A A, Tamashiro J.Y. e Leitão-Filho H.F. 1990. Estrutura fitossociológica da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grotta Funda (Atibaia - Estado de São Paulo). *Acta Botanica Brasilica* 4(2): 47-64.
- Ivanauskas N.M. e Rodrigues R.R. 2000. Florística e fitossociologia de remanescente de floresta estacional decidual em Piracicaba, São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 23(3): 291-304.

- Ivanauskas N.M. 1997. Caracterização florística e fisionômica da floresta atlântica sobre a formação Pariquera-Açu, na Zona da Morraria Costeira do estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Ivanauskas N.M., Rodrigues R.R. e Nave A.G. 1997. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. *Revista Brasileira de Botânica* 20: 139-153.
- Ivanauskas N.M., Rodrigues R.R. e Nave A.G. 1999. Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Scientia Florestalis* 56: 83-99.
- Knobel M.G. 1995. Aspectos da regeneração natural do componente arbóreo-arbustivo, de trecho da floresta da Reserva Biológica Instituto de Botânica São Paulo, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Kotchekoff-Henriques O. e Joly C. A. 1994. Estudo florístico e fitossociológico em uma mata mesófila semidecídua da Serra do Itaqueri, Itirapina, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 54(3): 477-487.
- Leitão-Filho H.F. (Org.) 1993. *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão (SP)*. Editora UNESP/UNICAMP, Campinas.
- Mantovani W. 1993. Estrutura e dinâmica da floresta atlântica na Juréia, Iguape, SP. Tese de Livre Docência. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Mantovani W., Rodrigues R.R., Rossi L., Romaniuc-Neto S., Catharino E.L.M. e Cordeiro I. 1990. A vegetação na Serra do Mar em Salesópolis, SP. II Simpósio de ecossistemas da Costa Sul e Sudeste brasileira, Águas de Lindóia, SP. Publicação ACIESP 71(1): 348-384.
- Martins F.R. 1991. Estrutura de uma floresta mesófila. Editora Unicamp, Campinas.
- Matthes L.A.F. 1980. Composição florística, estrutura e fenologia de uma floresta residual do planalto paulista: Bosque dos Jequitibás (Campinas, SP). Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Melo M.M.R.F. 2000. Demografia de árvores em floresta pluvial tropical atlântica, Ilha do Cardoso, SP, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Melo M.M.R.F., Oliveira R.J., Cordeiro I., Rossi L. e Mamede M.C.H. Estrutura de um trecho de floresta atlântica de encosta na Estação Ecológica Juréia-Itatins, Peruíbe, SP, Brasil (Dados não publicados).
- Melo M.M.R.F., Oliveira R.J., Rossi L., Mamede M.C.H. e Cordeiro I. 2001. Estrutura de um trecho de floresta atlântica de planície na Estação Ecológica Juréia-Itatins, Iguape, SP, Brasil. *Hoehnea* 27(3): 299-322.
- Nastri V.D.F., Catharino E.L.M. Rossi L., Barbosa L.M., Pirré E., Berdinelli C., Asperti L.M., Dorta R.O. e Costa M.P. 1992. Estudo fitossociológico em uma área do Instituto de Botânica de São Paulo utilizada em programas de educação ambiental. *Anais do 2º Congresso Nacional sobre essências nativas / Revista do Instituto Florestal* 4: 218-225.
- Oliveira R.J. 1999. Dinâmica de plântulas e estrutura da mata atlântica secundária de encosta, Peruíbe, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

- Oliveira R.J., Mantovani W. e Melo M.M.R.F. 2001. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da floresta atlântica de encosta, Peruíbe, SP. *Acta Botanica Brasilica* 15(3): 391-412.
- Pinto M.M. 1989. Levantamento fitossociológico de mata residual situada no campus de Jaboticabal da Unesp. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.
- Ramos-Neto M.B. 1993. Análise florística e estrutural de duas florestas sobre a restinga, Iguape, São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Rodrigues R.R. 1991. Análise de um remanescente de vegetação natural às margens do rio Passa cinco, Ipeúna, SP. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Rodrigues R.R., Morellato L.P.C., Joly C.A. e Leitão-Filho H.F. 1989. Estudo florístico e fitossociológico em um gradiente altitudinal de mata estacional mesófila semidecídua, na Serra do Japi, Jundiaí, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 12: 71-84.
- Rozza A.F. 1997. Florística, fitossociologia e caracterização sucessional em uma Floresta Estacional Semidecidual: Mata da Virgínia, Matão, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Sanchez-Lacerda M. 2001. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea num gradiente altitudinal da mata atlântica. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Schlittler F.H.M. 1990. Fitossociologia e ciclagem de nutrientes na floresta tropical do Parque Estadual do Morro do Diabo (Região do Pontal do Paranapanema, Estado de São Paulo). Tese de Doutorado, Universidade Estadual "Julio de Mesquita Filho", Rio Claro.
- Silva A.F. e Leitão-Filho H.F. 1982. Composição florística e estrutura de um trecho da mata atlântica de encosta no município de Ubatuba (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 5 (1/2): 43-52.
- Silva A.F. 1989. Composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo da Reserva Florestal Professor Augusto Ruschi, São José dos Campos, SP. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Silva L.A. e Soares J.J. 2002. Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecídua, no município de São Carlos, SP. *Acta Botanica Brasilica* 16(2): 205-216.
- Sztutman M., e Rodrigues R.R. 2002. O mosaico vegetacional numa área de floresta contínua da planície litorânea, Parque Estadual da Campina do Encantado, Pariquera-Açu, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 25(2): 161-176.
- Tabanez A.A.J., Viana V.M. e Dias A.S. 1997. Consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de Planalto de Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 57(1): 47-60.
- Toledo-Filho D.V., Bertoni J.E.A., Batista E.A. e Parente P.R. 1998. Fitossociologia da Reserva Estadual de Águas da Prata - SP. *Revista do Instituto Florestal* 10(2): 137-151.
- Toledo-Filho D.V., Bertoni J.E.A., Batista E.A. e Parente P.R. 2000. Fitossociologia de um fragmento florestal à margem do Rio do Peixe, município de Lindóia (SP). *Revista do Instituto Florestal* 12(1): 37-45.

- Tomasulo P.L.B. 1995. Análise da composição florística e estrutura da vegetação como subsídio ao plano de manejo do Parque Municipal da Serra do Itapety, Moji da Cruzes, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Torres R.B., Matthes A.F. e Rodrigues R. 1994. Florística e estrutura do componente arbóreo de mata de brejo em Campinas - SP. *Revista Brasileira de Botânica* 17(2): 189-194.
- Vieira M.G.L., Moraes J.L., Bertonni J.E.A, Martins F.R. e Zandini M.A. 1989. Composição florística e estrutura fitossociológica da vegetação arbórea do Parque Estadual de Vaçununga, Santa Rita do Passa Quatro (SP). II - Gleba Capetinga oeste. *Revista do Instituto Florestal* 1(1): 135-159.
- Vincent R. C. 1997. Florística, estrutura e sucessão de matas ripárias em Cosmópolis (SP). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Vuono Y.S. 1985. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica (São Paulo, SP). Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
-